

**ALMA MATER STUDIORUM  
UNIVERSITÀ DI BOLOGNA**

---

**Facoltà Di Scienze Matematiche Fisiche e Naturali**

**Corso di laurea magistrale in BIOLOGIA MARINA**

---

**BETA DIVERSITA' DEL CORALLIGENO  
PUGLIESE**

Tesi di laurea in Habitat Marini: Rischi e Tutela

RELATORE:  
*Prof. Marco Abbiati*

Presentata da  
Mattia Montalti

CORRELATORE:  
*Prof. Simonetta Fraschetti*

III SESSIONE

---

Anno Accademico 2011/2012



# INDICE

ABSTRACT	Pag. 5
1. INTRODUZIONE	
1.1 Habitat a coralligeno	Pag. 7
1.2 Stato della protezione	Pag. 14
1.3 Perdita di biodiversità a scala di habitat	Pag. 19
1.4 Multiple stressor	Pag. 26
2. SCOPO	Pag. 35
3. MATERIALI E METODI	
3.1 Area di studio e disegno di campionamento	Pag. 38
3.2 Analisi delle fotografie	Pag. 48
3.3 Pressioni antropiche che insistono nell'area di studio	Pag. 51
3.4 Beta diversità	Pag. 59
3.5 Analisi dei dati	Pag. 61
4. RISULTATI	
4.1 Struttura del popolamento	Pag. 64
4.2 Modalità di distribuzione del popolamento nell'area di studio	Pag. 66
5. DISCUSSIONE	Pag. 77
6. BIBLIOGRAFIA	Pag. 83
6.1 Riferimenti per le immagini dell'atlante dei taxa campionati (Appendice 3)	Pag. 95
7. APPENDICI	
7.1 Appendice 1: Lista taxa campionati	Pag. 96
7.2 Appendice 2: Lista tassonomica	Pag. 97
7.3 Appendice 3: Immagini dei taxa campionati	Pag. 99



## ABSTRACT

La regione Puglia negli ultimi anni è stata interessata da un importante aumento dell'urbanizzazione e ad una crescita di diverse attività economiche.

Visto che questo sviluppo si concentra soprattutto nelle zone costiere ne consegue una sempre maggior influenza sulle diverse risorse marine (Cardillo *et al.* 2004; Mora 2008). Numerosi studi in varie parti del mondo (Airoldi & Beck 2007; Gray *et al.* 1990; Strain & Craig 2011; Thrush *et al.* 2006; Thrush *et al.* 1998) hanno mostrato come l'instaurarsi di attività economiche e la relativa creazione di impianti, strutture artificiali, e sviluppo urbano ad esse correlate, inducano forti modificazioni nei pattern naturali di distribuzione delle diverse specie dei popolamenti naturali.

Questo studio ha interessato il Golfo Taranto in quanto essa è una delle principali città di questa regione, e può essere considerato un eccellente caso di studio. La finalità di questa tesi è analizzare i pattern di distribuzione del coralligeno in questo tratto di costa e di discuterli tenendo conto degli effetti delle pressioni antropiche presenti nell'area. Dall'analisi dei dati raccolti per mezzo di un campionamento fotografico, risulta che il coralligeno delle diverse località studiate, è caratterizzato da elevata variabilità, in termini di struttura del popolamento, già alla più piccola scala spaziale indagata, quella delle repliche. Tale variabilità, secondo l'ipotesi formulata, può essere causata da una combinazione di processi diversi, che operano a scale differenti. Certamente, le attività antropiche presenti nell'area di studio, sia singolarmente che in combinazione tra loro, aggiungono una sorgente ulteriore di variabilità, plausibilmente determinando cambiamenti diversi a seconda del tipo di attività che insiste nelle differenti aree.

Da questo studio, pertanto, emergono alcune informazioni inerenti i pattern di distribuzione del popolamento a coralligeno nell'area del golfo di Taranto e alla possibile influenza di diverse fonti di impatto. Diverse sono le combinazioni di stress antropici analizzate e tutte causano modifiche ai popolamenti.

I risultati ottenuti potrebbero aiutare gli organi competenti a selezionare modalità di espansione urbana ed industriale che tengano conto delle conseguenze di tale sviluppo sugli ambienti naturali costieri della Puglia.



# 1. INTRODUZIONE

## 1.1 HABITAT A CORALLIGENO

Con il termine "biocostruzioni" si definiscono ambienti caratterizzati dalla sovrapposizione di strutture biologiche che, generazione dopo generazione, crescono le une sulle altre portando alla formazione di strutture positive sul fondo.

I biocostruttori sono specie formatrici di habitat di tipo speciale, poiché hanno corpi rigidi spesso formati da carbonato di calcio. Quando gli organismi muoiono, i loro scheletri restano attaccati al punto di adesione, diventando superfici adatte per l'insediamento di altre specie. Generazione dopo generazione, gli scheletri sovrapposti cambiano le caratteristiche del fondo e formano un nuovo substrato. La superficie del substrato è viva ed è insediata su scheletri che crescono l'uno sull'altro; molte specie, talora di regni diversi, contribuiscono a formare le biocostruzioni (Boero *et al.* 2011).

Esse sono molto comuni in Mediterraneo, visto che si tratta di un mare biologicamente diverso (Coll *et al.* 2011).

Una delle biocostruzioni più rappresentativa è quella formata da aggregati di alghe rosse, spugne, cnidari (Ballesteros 2006; BIOMAP 2007-2013) conosciuta con il nome di "Coralligeno". Essa caratterizza la piattaforma costiera pugliese e si stima che sia estesa per almeno 40000 ettari, dati ENEA (Damiani *et al.* 1988).

Le formazioni a coralligeno sono prodotte dai talli di alghe coralline che creano una matrice calcarea abitata da molti altri organismi bentonici che, con i loro scheletri, consolidano ulteriormente le biocostruzioni (Ballesteros 2006). Si sviluppano su falesie rocciose ripide o su fondi molli orizzontali, formando piattaforme che alterano le caratteristiche del substrato. Tali formazioni variano dalle piattaforme pugliesi alle Tegnue del Nord Adriatico (Boero *et al.* 2011).

Le comunità di coralligeno costituiscono il secondo più importante 'hot spot' della diversità delle specie nel Mediterraneo, dopo le praterie di *Posidonia oceanica* (Boudouresque 2004a). Secondo alcune recenti stime, il coralligeno è noto per ospitare ben oltre 1600 specie. Questo numero è, tuttavia, pensato essere altamente sottovalutato a causa della mancanza di studi approfonditi (Ballesteros 2006); questo è dovuto, in parte, alla

ricca fauna (Laubier 1966) che lo caratterizza e, in parte, alla struttura complessa (Pérès & Picard 1964; Ros *et al.* 1985) che esso mostra. Probabilmente, dunque, è plausibile ipotizzare che vi si possono trovare più specie che in qualsiasi altra comunità del Mediterraneo.

Questo habitat presenta una grande variabilità in termini di profondità a cui può essere trovato, alla quale segue inevitabilmente una variabilità nelle specie che lo caratterizzano. Questi popolamenti sono dominati da alghe che prosperano in specifiche condizioni ambientali come una intensità luminosa ridotta (0.1-1% della luce di superficie), temperatura bassa e costante, e moderata velocità di sedimentazione. La profondità minima alla quale è possibile imbattersi in popolamenti a coralligeno dipende dall'ammontare dell'irradianza che raggiunge il fondale (Ballesteros 2006). Sui pendii verticali, in Mediterraneo, questa profondità raggiunge generalmente i 20 m, ma può essere anche molto più bassa. Infatti alcune comunità a coralligeno sono in grado di crescere in acque poco profonde (12 m) a causa della elevata torbidità (Ballesteros 2006) o in zone particolari: come l'ingresso di grotte, aree d'ombra o poco illuminate in prossimità di grandi massi (Bressan & Babbini 2001).

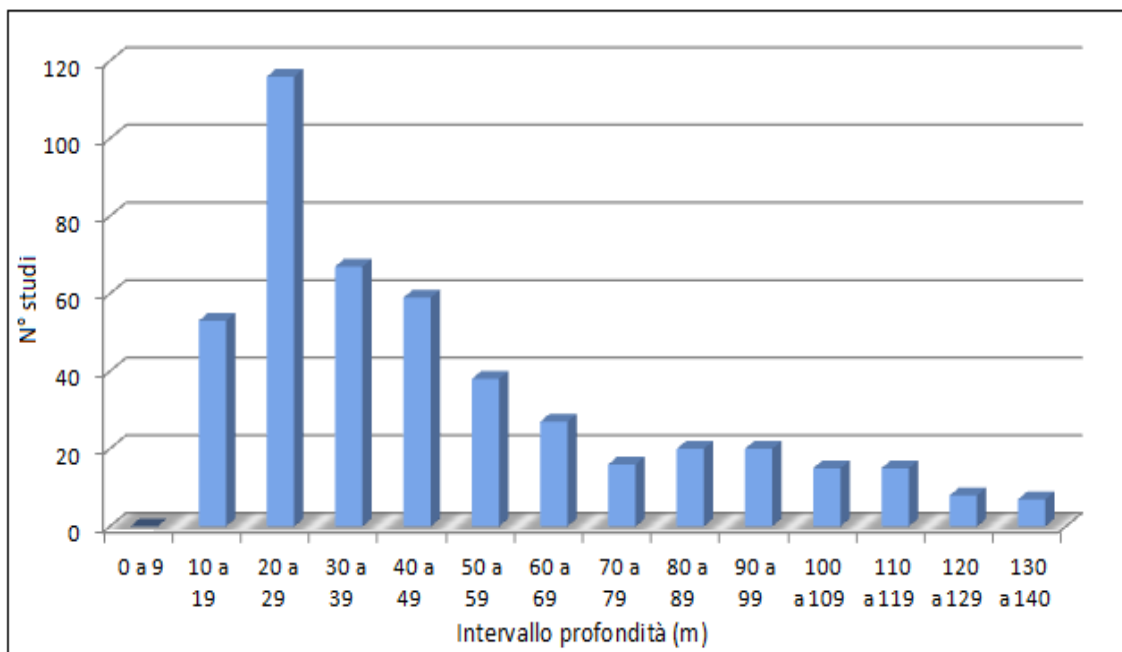
Anche la profondità massima è molto variabile, in Mediterraneo biocostruzioni di questo tipo sono state trovate sino a 140 m soprattutto nelle zone orientali del bacino (RAC/SPA 2003).

L'ampio intervallo di distribuzione di questo habitat è evidenziato in (Fig. 1.1.1) che rappresenta le profondità alle quali sono stati svolti i lavori riguardanti il coralligeno in Mar Mediterraneo, raggruppandoli secondo la profondità a cui sono stati eseguiti.

I risultati ottenuti mostrano come effettivamente sia possibile trovare presenza di questo habitat ad ogni profondità compresa tra i 10 e 140 metri. Alcuni studi hanno rilevato, addirittura, il coralligeno già a 4 m; tale tendenza riguarda, però, solo alcune aree peculiari al largo delle coste Pugliesi (Sara' 1966; Sara` 1969; Sara` 1971a; Sara` 1971b).

Dal grafico emerge una maggior concentrazione di studi tra i 10 e 50 m; questo è da attribuire non tanto alla presenza/assenza di questo popolamento, ma è legato alla difficoltà di eseguire campionamenti a profondità elevate.





**Fig. 1.1.1. Il grafico rappresenta le profondità alle quali sono stati condotti una serie di lavori in Mar Mediterraneo.**

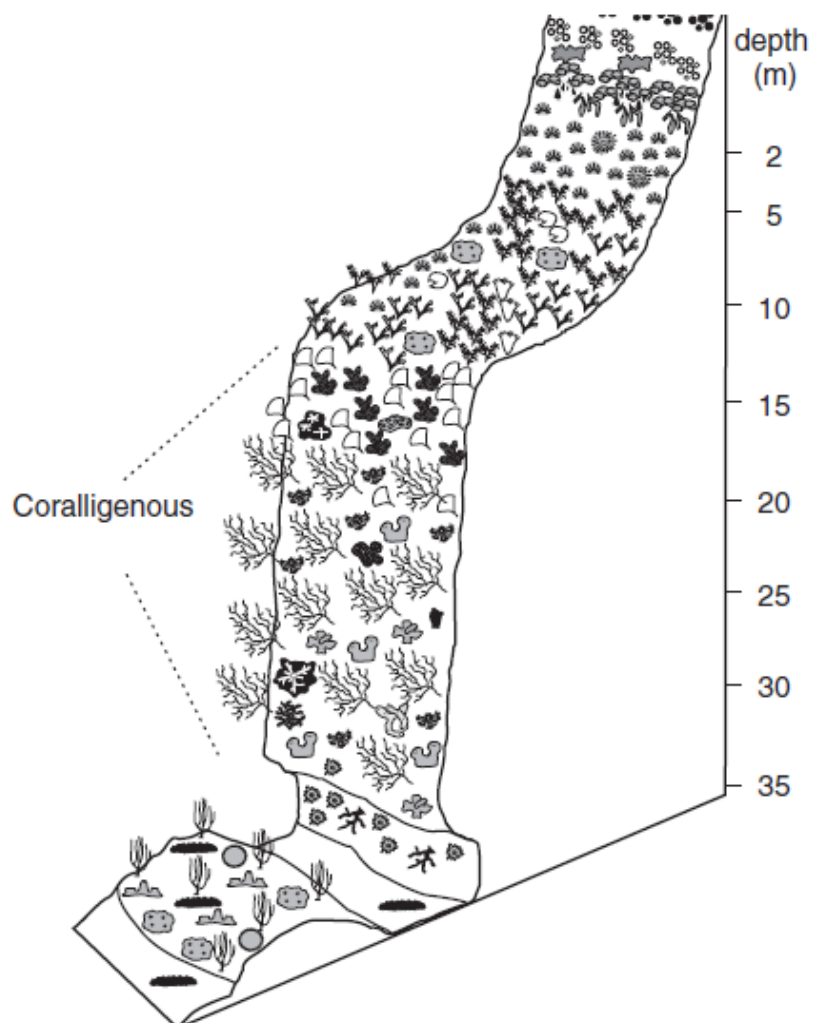
Le morfologie principali che si possono distinguere sono due (Laborel 1987; Pérès & Picard 1964): il coralligeno di piattaforma (panettone) e quello di parete. La forma e la struttura interna di questi popolamenti dipendono in gran parte da una serie di fattori quali: topografia del substrato, profondità e tipologia prevalente dei costruttori algali.

I panettoni (Fig. 1.1.2) sono strutture piane con uno spessore che varia tra i 0.5 e i 4 m, sono costruiti su substrati più o meno orizzontali, generalmente affioramenti rocciosi (Got & Laubier 1968; Laborel 1987), circondati spesso da substrati sedimentari (Pérès & Picard 1952). Solitamente sono costituiti da strati creati da attività di bioconcrezione di specie corallinacee e Peyssonneliaceae (UNEP 2009), al loro interno presentano una struttura cavernosa, ricca di anfratti e piccoli buchi. Tale morfologia è peculiare di queste formazioni (RAC/SPA 2003), ed è uno dei fattori per cui queste comunità sono così ricche di biodiversità.

Il coralligeno di parete (Fig. 1.1.3), al contrario, si sviluppa sulla parte esterna di grotte marine e su substrati verticali. Il loro spessore varia al variare dell'inclinazione della parete e della profondità, infatti, copre un intervallo che può variare da 20-25 cm nelle acque basse, fino ad uno spessore di più di 2 metri in zone profonde (Laborel 1987).



**Fig. 1.1.2. Struttura in sezione di un panettone di coralligeno (Ballesteros 2006)**



**Fig. 1.1.3. Struttura del coralligeno di parete (Ballesteros 2006)**

Le concrezioni di coralligeno sono il risultato delle attività di diversi biocostruttori; alghe (Got & Laubier 1968; Laborel 1987) e animali, in aggiunta alle caratteristiche chimico-fisiche specifiche dell'area interessata, nonché dei processi biologici di erosione. Il risultato finale è una struttura molto complessa composta da numerosi microhabitat differenti (Fig. 1.1.4).

I fattori ambientali (ad esempio, la luce, il movimento dell'acqua e tassi di sedimentazione) possono assumere valori diversi tra parti della stessa concrezione situate molto vicine le une alle altre. Questa grande eterogeneità ambientale consente a più popolamenti di coesistere in uno spazio ridotto.

Quelli situati in acque aperte (sia su superfici orizzontali che su quelle quasi verticali) possono essere facilmente distinti da quelle situati in sporgenze e cavità (UNEP 2007).

I principali responsabili della formazione del coralligeno sono le alghe (Laborel 1961; Laubier 1966; Sartoretto 1996).

In acque basse il costruttore dominante è *Mesophyllum alternans*, che compone sia il coralligeno di piattaforma, piatto o leggermente arrotondato, che quello di parete, ed è caratterizzato da una struttura fogliacea. All'aumentare della profondità, invece, altre coralline (*Lithophyllum frondosum*, *L. cabiochae*, *mamillosum* *Neogoniolithon*) diventano importanti costruttori.

I panettoni in acque più superficiali sono in genere ricoperti da popolazioni di alghe verdi quali *Halimeda tuna* e *Flabellia petiolata* (*Lithophyllo-Halimedetum tunae*), che possono essere così dense da nascondere le alghe calcaree. Tuttavia, a maggiori profondità la densità di queste associazioni diminuisce a favore di organismi del genere *Coralines* che divengono dominanti (Ballesteros 1991b).

Le alghe di solito dominano in superfici orizzontali e sub-orizzontali, anche se la loro abbondanza diminuisce con il diminuire dell'irraggiamento. Due comunità principali di questi organismi sono state distinte nel Mediterraneo occidentale: un insieme dominato da *Halimeda tuna* e *Mesophyllum alternans* (*Lithophyllo-Halimedetum tunae*), fiorente a livelli di luce relativamente elevati, e un popolamento dominato da coralline incrostanti (*Lithophyllum frondosum*, *L. cabiochae*, *Neogoniolithon mamillosum*) e *Peyssonnelia rosa-marina* (*Rodriguezelletum strafforelloï*), in zone caratterizzate da più bassi livelli di irraggiamento (Bressan & Babbini 2001).

La componente animale può variare molto in base ai livelli di luce che raggiungono l'affioramento di coralligeno, ma anche in base alle intensità di corrente, ai tassi di sedimentazione e alle diverse aree geografiche. In condizioni eutrofiche, con la temperatura dell'acqua piuttosto bassa e costante, le comunità sono solitamente dominate da gorgonie. Esse risultano, tuttavia, completamente assenti o rare nelle zone più oligotrofiche, con bassa corrente e temperatura piuttosto elevata o comunque variabile stagionalmente; in queste condizioni altri organismi come poriferi, briozoi e ascidie le sostituiscono (UNEP 2007).

Fori e cavità all'interno della struttura del coralligeno sostengono una comunità complessa dominata da sospensivori (spugne, idrozoi, antozoi, briozoi, serpuli, molluschi, tunicati). Le più piccole fessure e gli interstizi del coralligeno hanno un endofauna straordinariamente ricca e variegata di organismi vagili come policheti e crostacei (Ballesteros 2006).

Anche gli organismi cosiddetti bioerosivi hanno una elevata importanza nel caratterizzare i popolamenti a coralligeno (Feldmann 1937); essi possono essere distinti in tre grandi tipologia: *grazers*, *microborers* e *macroborers*.

I *grazers* sono limitati ai soli ricci di mare nel Mediterraneo (Laubier 1966), infatti l'unico pesce importante che pascola su alghe (*Sarpa salpa*) di solito non prospera nelle comunità a coralligeno.

I *macroborers* comprendono numerosi molluschi (*Lithophaga lithophaga*, *Gastrochaena dubia*, *Petricola lithophaga*, *Hyatella arctica*), diversi sipunculida (*Aspidosiphon mulleri*, *Phascolosoma granulatum*), alcuni policheti (*Dipolydora spp*, *Dodecaceria concharum*) e varie spugne perforanti (Martin & Britayev 1998; Sartoretto 1996).

Tra le spugne perforanti più comuni nel coralligeno, *Cliona viridis* è la più potente e distruttiva del substrato calcareo (Rosell *et al.* 1999) ed è la più abbondante nel coralligeno (Uriz *et al.* 1992a).

Le spugne incrostanti e i Sipunculidi diventano più abbondanti, invece, in ambienti di coralligeno inquinati (Hong 1938).



**Fig. 1.1.4. Esempio di un popolamento a coralligeno:** *Paramuricea clavata* 6, (e su di essa *Halecium halecinum* 12, *Pteria hirundo* 22), *Aglaophenia septifera* 14, *Cliona viridis* 7, *Alcyonium acaule* 17, *Acanthella acuta* 11, *Lithophyllum frondosum* 1, *Agelas oroides* 6, *Palinurus elephas* 24, *Parazoanthus axinellae* 19, *Spirastrella cunctatrix* 9, *Chondrosia reniformis* 5, *Petrosia ficiformis* 4 (e su di essa *Smittina cervicornis* 27 and *Discodoris atro maculata* 23), *Serpula vermicularis* 21, *Caryophyllia inornata* 20, *Halocynthia papillosa* 28, *Clathrina coriacea* 3, *Corallium rubrum* 18 e *Chromis chromis* 32. Destra, dall'alto verso il basso (escluse le specie menzionate sopra): *Anthias anthias* 31, *Eunicella singularis* 15, *Diplodus sargus* 29, *Codium bursa* 8, *Epinephelus marginatus* 30, *Phyllangia mouchezii* 26, *Galathea strigosa* 25, *Synthecium evansi* 13, *Dysidea avara* 10. (Drawing by M. Zabala & J. Corbera.) (Ballesteros 2006).

## 1.2 STATO DELLA PROTEZIONE

Le biocostruzioni coralligene, sebbene elencate nel Libro Rosso dei popolamenti gravemente minacciati del Mediterraneo (Boudouresque *et al.* 1990), sono, ad oggi, scarsamente protette a livello europeo.

Nonostante la sua importanza in termini di estensione spaziale, superficie coperta, biodiversità e servizi ecosistemici forniti, il coralligeno non ha goduto delle stesse attenzioni, in termini di salvaguardia, di altre tipologie di habitat. Un esempio sono le Praterie di *Posidonia oceanica*, che, recentemente, hanno assunto un ruolo molto importante negli habitat prioritari da tutelare.

Ciò mostra una grave lacuna nella politica europea di difesa dell'ambiente marino; questa carenza è ancor più accentuata dal fatto che il coralligeno pugliese presenta caratteristiche di grandissima originalità, ed assume conformazioni che sono veramente uniche per l'intera area mediterranea, pertanto risulta di primaria importanza che queste peculiarità siano preservate e tutelate per le future generazioni.

La Direttiva HABITAT (92/43), insieme alla RETE NATURA 2000, rappresenta uno dei più importanti strumenti per la protezione e la gestione della biodiversità in Europa.

Essa comprende una lista molto limitata di habitat marini, solo 9 a fronte dei più di 200 tipologie di habitat terrestri (Boero *et al.* 2011), che dovrebbero essere interessati da misure di conservazione.

Essi sono: banchi di sabbia a debole copertura permanente di acqua marina; “erbari di *Posidonia*” (correttamente definite praterie di *Posidonia*); estuari; distese fangose o sabbiose emergenti durante la bassa marea; lagune; grandi cale e baie poco profonde; scogliere; colonne marine causate da emissioni di gas in acque poco profonde; grotte sommerse o semisommerse (Ballesteros 2006; BIOMAP 2007-2013).

Attualmente la maggior parte delle misure di protezione attuate interessano quasi esclusivamente le praterie di *Posidonia oceanica*; le altre tipologie, infatti, sono talmente generiche da poter comprendere quasi ogni habitat marino e questo comporta problematiche sia nell'identificazione degli habitat da tutelare sia sulle misure di protezione più opportune da attuare.

Il coralligeno, in rete NATURA 2000, è incluso nella tipologia di Habitat 1170 “scogliera” (Reefs). Questa categoria di massa è considerata molto problematica ai fini della

gestione, in quanto comprende una grande varietà di habitat naturali biogenetici (Belan-Santini *et al.* 2002; Bianchi *et al.* 2010 ; Relini 2009; SIBM 2009), che possono differire significativamente nella loro importanza ecologica e negli aspetti di conservazione (Salomidi *et al.* 2011).

Recentemente l'Unione Europea (UE) ha richiesto ulteriori sforzi per l'implementazione degli habitat marini da inserire nella lista della suddetta direttiva; la Società Italiana di Biologia Marina, incaricata dal Ministero dell'Ambiente di sviluppare una proposta scientificamente valida, ha suggerito nel 2009 l'inclusione esplicita del coralligeno (UNEP 2009a).

Inserendo espressamente questo popolamento negli habitat da proteggere in maniera prioritaria si renderebbe più facile impostare una rete ecologica di aree protette nel quadro di Natura 2000 e sarebbe più agevole garantirne la tutela. Inoltre rappresenterebbe un giusto riconoscimento del valore di queste comunità e la loro importanza sia da un punto di vista scientifico che economico-sociale.

Azioni simili potrebbero, inoltre, essere incoraggiate ed estese anche ai Paesi extra-CEE, attraverso l'uso di strumenti già esistenti come la Convenzione di Barcellona (UNEP 2009a), fornendo in tal modo un livello di salvaguardia su larga scala, che interessi quindi la più ampia porzione possibile del Mediterraneo.

In Puglia, questo riconoscimento, avrebbe conseguenze molto importanti da un punto di vista socio-economico; una volta inserito il coralligeno a pieno titolo nella Direttiva Habitat, si renderà necessaria una regolamentazione di varie attività antropiche; quali la pesca, il traffico navale, l'ancoraggio, l'urbanizzazione costiera, ecc. Alcune potrebbero essere ridotte di intensità o limitate a determinati periodi dell'anno, altre, che risulteranno eccessivamente dannose, potranno essere vietate nelle aree in cui si applicano le norme di protezione previste dalla direttiva; tutto ciò comporterà sicuramente delle ripercussioni sulle economie delle aree interessate.

Parallelamente, però, si otterrebbe un valore aggiunto dato dalla consapevolezza delle amministrazioni locali di possedere porzioni di fondale marino di elevato valore naturalistico le quali, sommate alle già numerose bellezze naturali che caratterizzano questa regione, fornirebbero un sicuro impulso all'incremento del turismo ed a tutte le attività

ad esso correlate, ammesso che queste siano svolte nel totale rispetto delle norme che sanciscono la protezione di questa tipologia di habitat.

Inoltre risulterebbero preservati tutta una serie di beni e servizi ecosistemici forniti dal coralligeno (in parte evidenziati nel capitolo precedente), i cui benefici si riverseranno direttamente o indirettamente su tutta la popolazione locale. Aumento delle risorse ittiche nelle aree limitrofe alle zone protette, un miglioramento della qualità delle acque e la possibilità di sfruttare la presenza di ambienti di notevole bellezza sono solo alcuni degli aspetti positivi che deriveranno dalla protezione di questi popolamenti.

La Direttiva Habitat non è il solo strumento utile al fine di garantire la protezione di queste comunità; recentemente (Tabarka, 2006), infatti, il *Regional Activity Centre For Specially Protected Areas* (RAC/SPA) ha attuato una serie di “Piani d’Azione” a tal fine. Particolare attenzione è stata posta su determinati aspetti: quali stilare liste di specie che caratterizzano il coralligeno, individuare le minacce potenziali che possono interessarlo e sviluppare misure per salvaguardare questo habitat a scala di Mediterraneo.

RAC/SPA può svolgere, quindi, un ruolo centrale nella promozione e nell’attuazione di alcune delle misure di conservazione:

- Coordinare le iniziative internazionali attraverso il Piano d'azione per la conservazione del Coralligeno e di altre bioconcrezioni calcaree nel Mar Mediterraneo;
- Fungere da punto di riferimento per la elaborazione di linee guida per la valutazione degli studi di impatto ambientale sul coralligeno, e nello sviluppo e attuazione di piani di gestione e di controllo dedicato alla conservazione di questi popolamenti (UNEP 2009a);
- Ricoprire un ruolo fondamentale nella divulgazione e presa di coscienza da parte dell’opinione pubblica di queste criticità.

La consapevolezza collettiva, infatti, è indispensabile per generare una richiesta di difesa reale ed efficace del coralligeno.

Attualmente è comunque previsto un certo livello di protezione di questi popolamenti; infatti, il Regolamento del Consiglio (CE) n° 1967/2006 relativo alla gestione della pesca nel Mediterraneo ha incluso le formazioni di coralligeno nell'elenco degli habitat protetti da specifiche attività antropiche (Georgiadis *et al.* 2008). Le comunità di alghe



coralline, come è noto, sono di grande importanza per la pesca. Lo sfruttamento di questa risorsa, però, comporta purtroppo la distruzione di queste formazioni, costituite da organismi con strutture particolarmente vulnerabili, ad opera dei diversi attrezzi utilizzati; è stato pertanto espressamente vietato su questi popolamenti l'uso di reti da traino, draghe, sciabiche da spiaggia e reti analoghe (UNEP 2009a).

Strumenti aggiuntivi il cui sviluppo ed utilizzo possono favorire ed ampliare la protezione del coralligeno sono, inoltre, le Aree Marine Protette (AMP) e i Siti di Importanza Comunitaria (SIC).

Le prime possono essere messe in atto per proteggere il coralligeno applicando le misure di protezione e di gestione raccomandate dagli articoli 6 e 7 del protocollo SPA 1995 (UNEP 2009a).

Ad oggi le biocostruzioni coralligene pugliesi sono protette soltanto all'interno dei confini delle tre Aree Marine Protette di Tremiti, Torre Guaceto e Porto Cesareo, limitatamente pertanto a una modesta percentuale della loro estensione totale.

I Siti di Importanza Comunitaria (SIC) sono stati istituiti ai sensi della Direttiva Habitat al fine di contribuire in modo significativo a mantenere o a ripristinare un habitat naturale (Allegato 1 della Direttiva 92/43/CEE) o una specie (Allegato 2 della Direttiva 92/43/CEE) in uno stato di conservazione soddisfacente. Attualmente, in Puglia sono stati istituiti 21 SIC a carattere marino per un totale di circa 75.000 ettari di costa (CONISMa 2010). È da sottolineare che al momento i SIC sono stati creati per lo più sulla base della presenza di prateria di *Posidonia oceanica*. Dunque la rivisitazione dei SIC già esistenti con la finalità di verificare l'eventuale presenza di coralligeno o l'istituzione di nuovi SIC, qualora si verificasse che quelli ad oggi esistenti non forniscono una protezione adeguata o sufficiente, rappresenta un'iniziativa importante, e direi indispensabile, in vista della considerazione di questo habitat ai fini dell'attuazione della Direttiva sopra citata.

La legislazione futura dovrà essere sviluppata in modo da proteggere sia le specie in via di estinzione che quelle importanti per la costituzione del coralligeno; inoltre, su base scientifica, dovranno essere sviluppati piani di gestione appropriati per lo sfruttamento delle risorse naturali che abitano questi ambienti.

Vi è anche un urgente bisogno di una regolamentazione delle attività antropiche in corso di esecuzione in prossimità o a ridosso di popolamenti di coralligeno per renderle compatibili con la sostenibilità di tali ambienti e delle loro popolazioni (UNEP 2009a).

Tali norme potrebbero includere:

- (1) la distruzione fisica diretta di popolamenti di coralligeno dalla pesca a strascico, pesca artigianale o immersioni;
- (2) il divieto di scarico acque reflue sopra o nelle vicinanze del coralligeno;
- (3) il divieto di qualsiasi attività che comporta un aumento della torbidità dell'acqua o rimozione del sedimento (ad esempio pesca a strascico, il dragaggio, la rigenerazione della spiaggia, gli impianti di acquacoltura, la modifica della costa);
- (4) una gestione corretta della pesca tradizionale e ricreativa per evitare l'esaurimento degli stock ittici e degli invertebrati;
- (5) una limitazione delle attività subacquee in modo da renderle compatibili con la conservazione delle specie più vulnerabili;
- (6) l'adozione di una legislazione adeguata concernente l'introduzione di specie aliene (UNEP 2009a).

### 1.3 PERDITA DI BIODIVERSITA A SCALA DI HABITAT

I sistemi naturali forniscono molti servizi importanti per gli esseri umani, come il ciclo dei nutrienti, produzione di cibo, la fornitura di habitat / rifugi, regolamento e resistenza ad eventi di disturbo, barriere naturali all'erosione, un controllo della qualità delle acque e ambienti ottimali per la riproduzione di specie di interesse da un punto di vista economico (Airoidi & Beck 2007). Gli habitat a coralligeno, in particolare, sono molto importanti perché svolgono tutta una serie di funzioni ecosistemiche di notevole rilevanza non solo a livello locale ma fondamentali anche su scala globale. Infatti, sebbene non esistono studi specifici sui livelli e le entità dell'organizzazione del carbonio da parte del coralligeno (Ballesteros 2006), la attività di fissazione della anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) da parte di alghe corallinacee è sicuramente una delle funzioni ecosistemiche più importanti, e rende questo habitat uno dei pozzi più considerevoli di assorbimento di carbonio nella zona mediterranea (Ballesteros 2003).

IL coralligeno rimuove una buona parte della CO<sub>2</sub> atmosferica trasformandola in carbonato di calcio (CaCO<sub>3</sub>), la intrappola quindi in una forma solida (roccia) e oltre alla concentrazione ne diminuisce l'effetto in atmosfera (essa, infatti, è il principale gas serra). Si vengono così ad attenuare, almeno in parte, gli effetti negativi dell'inquinamento prodotto da diverse attività antropiche sull'ambiente.

Una ulteriore dimostrazione della notevole importanza di questo popolamento è il ruolo che esso svolge come sito di riproduzione, nursery e di alimentazione per un abbondante numero di specie, molte delle quali commercialmente importanti. A titolo di esempio si possono citare: il corallo rosso (*Corallium rubrum*); alcune specie di molluschi, come ad esempio l'abalone (*Haliotis rubra*), tipico di ambienti più tropicali (Strain & Craig 2011), ma comunque economicamente molto sfruttato; numerose specie di pesci (dentici, varie specie di cernie, ecc.) e varie specie di squali (ad esempio *Scyliorhinus stellaris*, *Mustelus asterias*, *Mustelus mustelus*, *Squalus acanthias* e *Squalus blainvillei*) (Ballesteros 2003), molti dei quali sono considerati vulnerabili o in via di estinzione (Cavanagh & Gibson 2007).

In aggiunta alle numerose funzioni ecosistemiche che il coralligeno mantiene, vi sono tutta una serie di attività di carattere economico rese possibili dalla presenza di questo habitat; esso, infatti, è considerato di grande importanza per attività come la pesca (Ge-

orgiadis *et al.* 2008), visto l'elevato numero di specie commercialmente sfruttabili che dipendono, almeno in una fase del loro ciclo vitale, dalla sua presenza.

In aggiunta, esso mostra di essere uno dei luoghi di immersione preferiti a causa della grande varietà di organismi che lo frequentano (Harmelin 1993). I subacquei sono impressionati ed attirati dal numero elevato di specie appartenenti a gruppi tassonomici diversi come spugne, gorgonie, molluschi, briozoi, tunicati, crostacei e pesci (Ballesteros 2006) ed è quindi una fonte di richiamo insostituibile per i turisti.

Considerando l'elevato valore sia in termini ecologici che economici di questi ambienti è urgente studiare, e dove necessario limitare, gli effetti che le numerose attività antropiche sono in grado di causare su questo habitat. Variazioni della biodiversità marina sono causate direttamente dallo sfruttamento, dall'inquinamento, dalla distruzione degli habitat; e indirettamente dai cambiamenti climatici influenzati dalle attività antropiche (Worm *et al.* 2006).

Le stesse attività economiche sviluppatesi per sfruttare beni e servizi offerti dal coralligeno, e che, di conseguenza, dovrebbero mostrarsi direttamente interessate dallo stato di conservazione dello stesso, non si preoccupano né degli impatti che possono incidere sul popolamento né dei danni che esse arrecano direttamente; ma, al contrario sono solo intenzionate a sfruttarne al massimo le risorse.

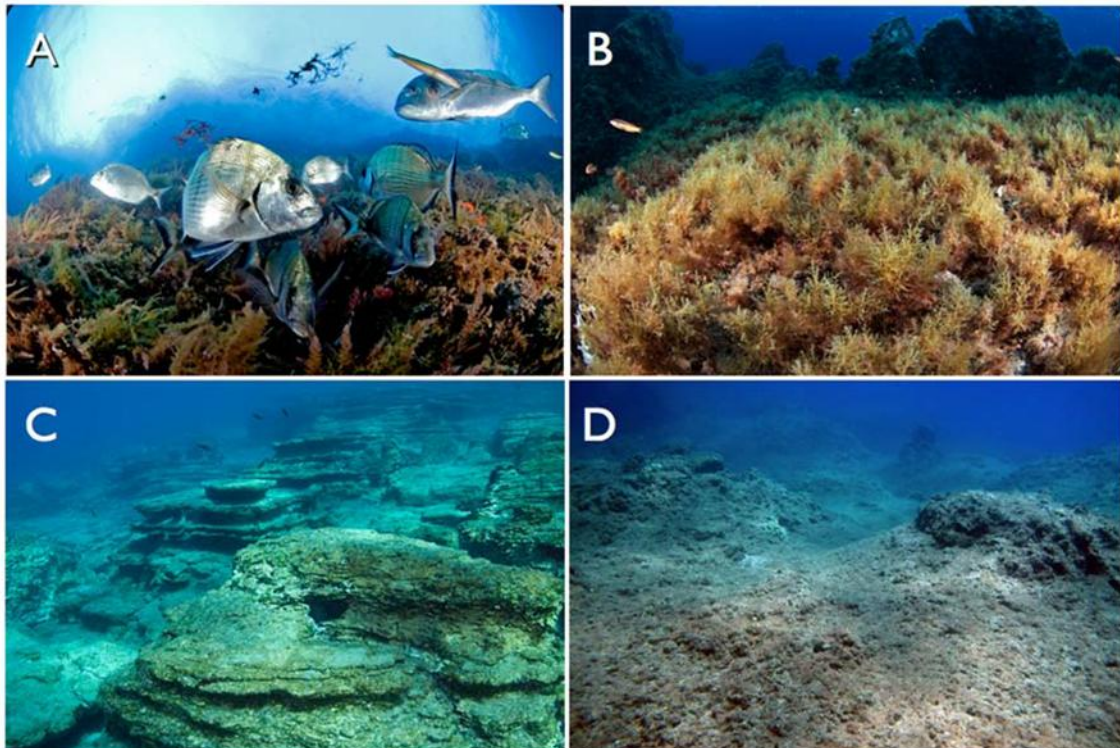
Non è raro infatti che, a causa della loro struttura vulnerabile, le formazioni a coralligeno siano distrutte da taluni attrezzi da pesca (Georgiadis *et al.* 2008), o seriamente danneggiate da scarichi delle acque reflue, nonché da qualsiasi attività che causi un conseguente aumento della torbidità dell'acqua e della sedimentazione (Ballesteros 2006; UNEP 2007).

Gli esiti di tali eventi negativi si ripercuotono su tutto l'ecosistema causando, come risultato ultimo, una modifica dell'habitat a cui corrisponde una perdita di biodiversità e una perdita delle funzioni fornite dall'ecosistema.

Gli effetti, naturalmente, posso variare a seconda delle condizioni e delle zone in cui ci troviamo; è comunque innegabile che le comunità sono costituite da specie che differiscono notevolmente sia nella loro ecologia, sia nella risposta alla perdita di habitat. Le minacce interesseranno maggiormente le specie che hanno basse distribuzioni fino ad essere esclusive di determinati popolamenti (Thrush *et al.* 2006).

La diminuzione delle funzioni ecosistemiche e delle proprietà relative alla influenza dell'habitat sull'ambiente mostrano come popolamenti complessi possono plasmare fortemente l'ambiente fisico, ad esempio, modificando le condizioni di luce, l'idrodinamismo, la sedimentazione, fornendo riparo e rifugi, e mitigando gli effetti dei disturbi (Jones *et al.* 1994). Quando essi sono alterati o persi, molti di queste funzioni vengono a mancare (Dobson *et al.* 2006).

Il coralligeno nonostante sia uno degli habitat più diversificato nel Mar Mediterraneo, è degradato e fortemente minacciato da una serie di attività umane (Ballesteros 2006). L'evento di modifica dell'habitat si può spiegare come una conversione, o transizione. Si verifica quando habitat naturali strutturalmente complessi vengono convertiti in habitat meno complessi (Airoldi & Beck 2007). Un esempio sono le kelp forest (foreste di fanerogame) modificate in over-grazed sea urchin (praterie di ricci) (Hughes *et al.* 2005) o le formazioni biogenetiche di coralligeno divenute nuda roccia con detriti di corallo e sabbia (Koslow *et al.* 2001), (Fig. 1.2.1).



**Fig. 1.2.1. Esempio di modifiche di habitat; da un habitat strutturalmente complesso ad uno meno complesso.**

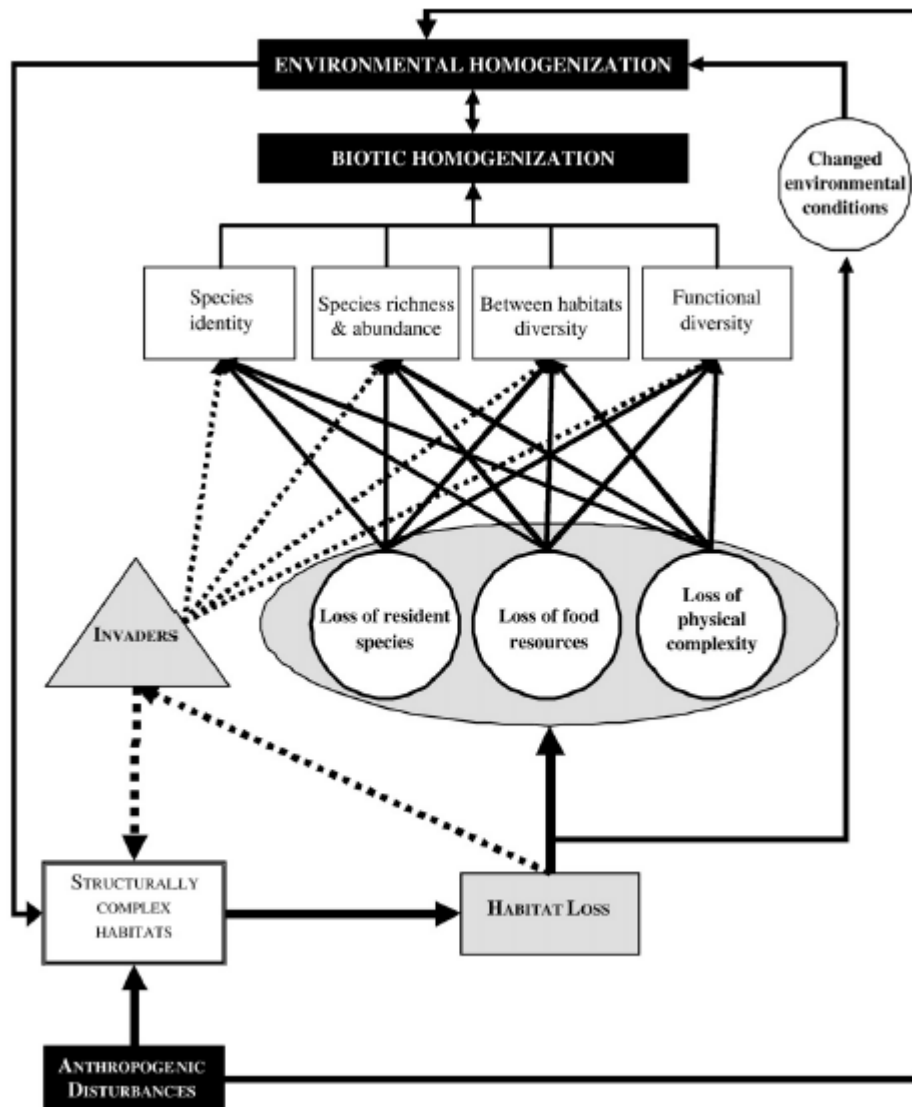
Questi habitat convertiti possono ancora avere un valore naturale, ma esistono in conseguenza ad impatti antropici, ed essendo strutturalmente meno complessi di solito hanno una minore diversità e produttività rispetto gli habitat originari (Beck & Odaya 2001; Heck & Crowder 1991) (Fig. 2.1 da A verso D). Raramente si assiste ad una transizione inversa, vale a dire il passaggio da habitat naturali meno complessi a più complessi; ciò accade solo quando vi è il ripristino attivo dovuto ad una azione umana diretta, intervento che non sempre può riportare l'ambiente alle sue originarie condizioni. Gli habitat strutturalmente complessi sono sempre più rari nel mondo (Airolidi & Beck 2007), inevitabile conseguenza dell'aumento esponenziale e, il più delle volte, non regolamentato delle attività antropiche.

La perdita di popolamenti è stata indicata come una delle principali minacce per la biodiversità marina (Beatley 1991; Gray 1997). E' ormai chiaro che ciò provoca una forte riduzione della diversità territoriale nella distribuzione delle specie (Balata *et al.* 2007a; Bulleri *et al.* 2002; Thrush *et al.* 2006). Questo processo anche descritto come "omogeneizzazione biotica", avviene quando si riscontra una generale riduzione della complessità di flora e fauna locali a vantaggio di pochi popolamenti, meno complessi, ma ampiamente diffusi (Mckinney & Lockwood 1999). Quest'ultimi sono caratterizzati da elevate tolleranze per diversi fattori ambientali, che li rendono facilmente adattabili a condizioni abiotiche diverse da quelle delle zone di origine, e che, per questo, tendono a sostituire alcune delle specie autoctone.

E' dunque possibile constatare come a seguito della perdita di habitat vi sia l'arrivo di specie invasive che cambiano il popolamento e determinano quindi una conseguente perdita di biodiversità. Attualmente, sono tre le specie di alghe invasive che rappresentano una minaccia per le comunità del coralligeno nel Mediterraneo (*Womersleyella setacea*, *Caulerpa racemosa*, *Caulerpa taxifolia*); esse formano densi tappeti persistenti, causando, inoltre, un aumento della sedimentazione con il conseguente soffocamento delle popolazioni indigene (Piazzi *et al.* 2007; UNEP 2007).

La valutazione degli effetti prodotti dalla diffusione di *C. racemosa* mostra come a seguito della propagazione di questa alga verde in habitat a coralligeno corrisponda direttamente una perdita di biodiversità (Baldacconi & Corriero 2008). Cambiamenti profondi nei popolamenti algali autoctoni sono riportati anche per i mari di Taranto, dove *Caulerpa racemosa* sta sostituendo *Caulerpa prolifera* (Mastrototaro *et al.* 2004).

Di seguito è riportato un grafico che riassume i collegamenti tra disturbi antropogenici, la perdita di habitat e i modelli di diversità, i feedback possibili tra questi diversi processi, e la conseguente omogeneizzazione biotica ed ambientale globale (Airolidi *et al.* 2008).



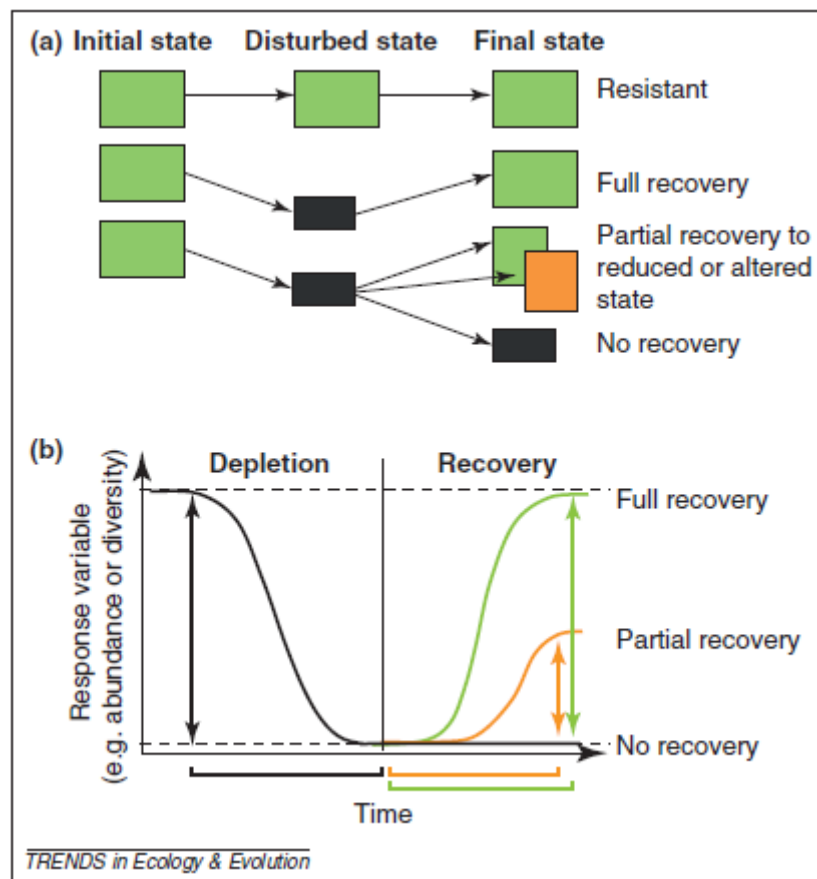
**Fig. 1.2.2. (Airolidi *et al.* 2008)**

Il fenomeno di modificazione di habitat descritto fino ad ora in realtà non è istantaneo e neppure inarrestabile, almeno nelle sue fasi iniziali, e dipende dalla resistenza e dalla resilienza del sistema potenzialmente disturbato.

La prima è la capacità di un determinato ecosistema di resistere alle perturbazioni, agli impatti o alle modifiche indotte da fenomeni naturali o antropici; maggiore è la resistenza maggiore è il livello o l'intensità ed il tempo con cui questi fenomeni dovranno insistere sull'habitat per modificarlo.

La resilienza invece è la misura in cui gli ecosistemi possono assorbire ricorrenti perturbazioni naturali e antropiche senza degradare lentamente in stati alterati (Folke 2004 ; Gundersen & Pritchard 2002; Nystro'm 2000).

Lo schema seguente riassume le conseguenze possibili su un sistema naturale a seguito di una perturbazione (Fig. 1.2.3) (Lotze *et al.* 2011).



**Fig. 1.2.3. (Lotze *et al.* 2011)**

Esso mostra come un sistema resistente non subisca alcuna modifica dall'evento di disturbo e pertanto risulterà invariato.

Al contrario in un sistema la cui resistenza è inferiore al livello del disturbo avverrà una perturbazione.



A questo punto a seconda della resilienza caratteristica del sistema:

- si potrà tornare ad uno stato uguale a quello precedente il disturbo;
- si otterrà un sistema diverso rispetto quello di partenza;

Nel secondo caso si potrà osservare una modifica dell'habitat originario, ottenendo un sistema meno complesso e quindi si avrà una perdita (parziale o totale) dei servizi ecosistemici forniti dall'habitat originario.

L'entità di tale perdita dipenderà dall'interazione tra il livello del disturbo, la resilienza del sistema ed eventuali azioni antropiche di recupero attuate nel tentativo di mitigare gli impatti causati.

La resilienza degli ecosistemi opera a scale multiple (Berkes 2003; Gundersen & Pritchard 2002), quindi un ambiente protetto e conservato sarà in grado di sopportare meglio eventi di disturbo rispetto ad uno sottoposto costantemente a impatti che invece risulterà più vulnerabile. Un aspetto importante di cui tenere conto è che una volta avvenuta la transizione non potremmo riottenere l'habitat originario con dei processi naturali ma si renderanno necessari pesanti e costosi interventi di recupero antropici che, anche nel migliore dei casi, non riusciranno comunque a restituirci l'ambiente nelle sue condizioni originarie.

A fronte di questi eventi, durante l'ultimo decennio, vi è stata una maggiore presa di coscienza della vulnerabilità di questi ecosistemi da parte della comunità scientifica europea, ciò ha portato alla consapevolezza della necessità di includere il coralligeno del mediterraneo nell'elenco degli habitat naturali prioritari da proteggere della Direttiva Habitat (UNEP 2007).

## 1.4 MULTIPLE STRESSOR

A seguito della crescita della popolazione umana vi è un aumento della diversità e dell'intensità dei fattori di stress di origine antropica che incidono sugli ambienti naturali: la conseguenza è che fattori ambientali e biotici superano il loro naturale intervallo di variazione a causa di attività umane (Halpern *et al.* 2007; Sanderson *et al.* 2002).

Storicamente, la perdita di habitat e l'eccessivo sfruttamento delle specie chiave sono stati il principale impatto umano sugli ecosistemi (Jackson *et al.* 2001) in tutto il mondo. Nell'ultimo secolo, tuttavia, la lista degli effetti negativi che interessano habitat naturali a seguito di attività antropiche è aumentata fino a includere l'inquinamento, le specie invasive, e, più recentemente, il cambiamento del clima (Dudgeon *et al.* 2006; Dulvy *et al.* 2003; Kappel 2005; Sala *et al.* 2000 ; Venter *et al.* 2006; Wilcove *et al.* 1998), in aggiunta a numerose altre fonti di stress (Crain *et al.* 2008).

Il coralligeno, per le sue caratteristiche, è vulnerabile a numerose attività umane; esso contiene molti organismi sessili, longevi, con dinamiche di crescita lenta e scheletri fragili. Le comunità di coralligeno, quindi, sono estremamente inclini a meccaniche di perturbazione indotte dalla pesca a strascico, dalle reti da pesca, dall'ancoraggio e da pratiche incontrollate di attività subacquee (Ballesteros 2006; Garrabou *et al.* 1998; UNEP 2007). Di seguito verranno prese in esame queste attività, alcune delle quali presenti nell'area interessata da questo studio, e gli effetti che esse causano sul popolamento in questione. La pesca a strascico è causa dell'impatto più distruttivo che interessa queste comunità, in quanto distrugge gli affioramenti calcarei, modifica le condizioni ambientali di microhabitat, uccide la maggior parte delle specie engineering, dominanti, e di lunga durata.

Inoltre, a seguito della cattura e rimozione di pesci e di invertebrati target di pesca, si ha una modifica della catena alimentare e si limita il controllo che questi predatori attuano su altri organismi dannosi per il coralligeno, se interessati da una crescita numerica incontrollata.

Anche i tramagli, l'ancoraggio e le immersioni, possono esercitare un impatto importante, specialmente sulle popolazioni di gorgonie e di altre specie erette, organismi di dimensioni a volte notevoli ma comunque molto fragili (UNEP 2009a).

Nell'ultimo decennio, diverse specie-chiave del coralligeno del Mediterraneo hanno subito un drammatico calo a seguito di eventi di mortalità di massa, attribuiti ad alcune temperature estive particolarmente elevate dell'acqua, probabilmente correlate al riscaldamento globale (Ballesteros 2003; Cerrano *et al.* 2000; Perez *et al.* 2000; Romano *et al.* 2000). In aggiunta a questo, un aumento dell'acidificazione degli oceani, diretta conseguenza di una crescita dei livelli di CO<sub>2</sub> in atmosfera, potrebbe incidere sulle concrezioni di coralligeno in quanto provoca una diminuzione del PH che a sua volta esercita un effetto negativo sulla capacità di queste alghe di incorporare carbonato di calcio Ca-Co<sub>3</sub> (Hall-Spencer *et al.* 2008). Essendo diminuita l'efficienza della pompa biologica del carbonio, si verifica, una alterazione dei naturali cicli biologici.

Un ulteriore impatto è esercitato dagli scarichi delle acque reflue, nonché da qualsiasi attività che causi un conseguente aumento della torbidità dell'acqua e della sedimentazione; queste sono note, infatti, per rappresentare una grave minaccia a tali popolamenti (Ballesteros 2006; UNEP 2007), in quanto soffocano gli organismi che le compongono, in particolare le alghe rosse corallinacee, alterando così inevitabilmente la struttura del popolamento.

Le acque di scarico e gli impianti di acquacoltura posti in prossimità di affioramenti di coralligeno possono inibire o aumentare i tassi di crescita delle alghe coralline e della bioerosione; generalmente ciò produce un aumento dell'abbondanza di specie tolleranti o invasive; la proliferazione di organismi indesiderati come gli aggregati di alghe mucilaginoso o filamentose sono eventi fortemente dannosi per specie come le alghe calcaree o le gorgonie (UNEP 2009a).

L'aumento delle pressioni antropiche sugli habitat naturali ha comportato l'insorgere di diversi eventi disturbo che spesso hanno causato situazioni di degrado dei popolamenti originali e, nei casi più gravi, indotto una riduzione spaziale dei suddetti habitat, una riduzione nella complessità delle catene alimentari, della diversità all'interno di gruppi funzionali, della struttura degli habitat biogenici, e delle dimensioni degli organismi (Airoldi *et al.* 2008; Airoldi & Beck 2007; Dulvy *et al.* 2008; Parmesan & Yohe 2003). Ciò comporta una progressiva sostituzione a favore di habitat strutturalmente meno complessi in grado, pertanto, di fornire solamente una parte dei beni e servizi ecosistemici sostenuti dagli habitat originali. Questi fenomeni, inevitabilmente, si traducono in

un danno per diverse attività antropiche. Infatti, interi ecosistemi potrebbero smettere di funzionare nella loro forma attuale (Bellwood *et al.* 2004; Hoegh-Guldberg *et al.* 2007; Hughes 1994; Hughes *et al.* 2003), con la diretta conseguenza di una perdita completa dei beni e dei servizi derivati da tali ecosistemi che gli esseri umani oggi utilizzano (Chapin *et al.* 2000; Costanza & Mageau 1999; Loreau *et al.* 2001; Naeem *et al.* 1994; Worm *et al.* 2006).

La crescita della popolazione umana nelle zone costiere e un sempre maggior fabbisogno di risorse marine (Cardillo *et al.* 2004; Mora 2008) aggrava questa situazione, ed ha portato alla creazione di una serie di strumenti atti a verificare e affrontare il livello e l'intensità degli impatti antropici sui popolamenti naturali, generalmente denominati piani di gestione.

Ad oggi la gestione dell'oceano e delle sue risorse è caratterizzata da un approccio definito "settore per settore", in cui ogni attività umana, come ad esempio lo sviluppo costiero, la gestione delle acque e della pesca o la produzione di energia, viene amministrato per lo più separatamente e in maniera isolata (Halpern *et al.* 2008a). Le minacce di origine antropica che derivano da esse: cambiamenti climatici, perdita di biodiversità, eutrofizzazione, danni e frammentazione degli habitat, e invasione di specie alloctone comportano numerosi danni per gli ecosistemi costieri, che sono influenzati dalle attività umane terrestri (terrestri e d'acqua dolce), lungo le coste, e nell'oceano. Quando si creano e applicano piani di gestione di un settore ci si limita a prendere in considerazione solo i singoli effetti che quel settore causa. Per esempio un piano di gestione della pesca valuta gli effetti dannosi di questa attività sugli habitat solo se essi sono direttamente legati alla risorsa pesce. Questa logica di pensiero ed azione, che oggi viene progressivamente abbandonata in favore di una strategia di gestione integrata, come quella della zona costiera (ICZM), risulta semplicistica ed errata in quanto non tiene conto delle interazioni che si possono sviluppare tra gli effetti di diverse attività antropiche, quindi di diversi settori, i cui esiti risultanti sull'ambiente non sono facilmente prevedibili. Semplificando, si può affermare che l'impatto cumulativo in tutti i settori può essere molto maggiore, o in rari casi minore, rispetto alla somma dei singoli impatti a causa degli effetti interattivi o moltiplicativi (Halpern *et al.* 2008a). E' quindi fondamentale condurre studi sulle sorgenti multiple di stress e sulla influenza delle loro interazioni sui popolamenti.

Sebbene la ricerca ecologica abbia iniziato a documentare gli effetti individuali di vari fattori di stress sulle specie e sugli ecosistemi, lo studio sugli impatti cumulativi e interattivi di stress multipli è meno frequente, nonostante, i sistemi naturali siano quasi sempre contemporaneamente soggetti a multipli fattori di stress di derivazione umana (Breitburg *et al.* 1999; Halpern *et al.* 2007; Halpern *et al.* 2008; Venter *et al.* 2006). Questo limita gli esiti delle analisi ambientali, che possono quindi risultare inadeguate per mancanza di realismo, soprattutto in zone fortemente colpite, come il Mar Mediterraneo (Costello *et al.* 2010). Inoltre, nel contesto dello studio della biodiversità, vi è la necessità di procedere verso una scala di dettaglio per analizzare l'impatto cumulativo di minacce multiple sulla biodiversità marina, al fine di individuare le aree critiche e quindi le zone con esigenze di conservazione presenti e future (Coll *et al.* 2011).

Prima di analizzare nel dettaglio le possibili interazioni che si instaurano tra i vari disturbi di natura antropica, è importante specificare che la previsione degli effetti cumulativi stressanti è difficile perché:

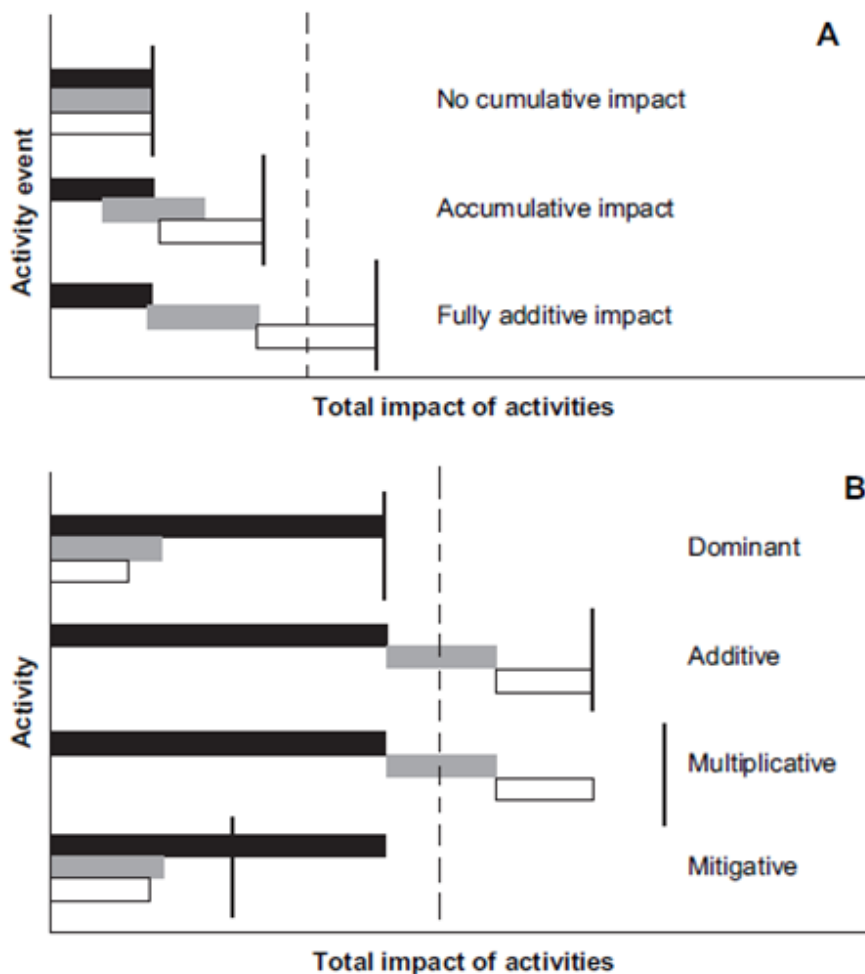
- 1 \_ determinati fattori di stress in presenza di altri fattori specifici possono mutare la loro efficacia o il loro livello di impatto (per esempio determinati inquinanti possono amplificare il loro effetto nocivo in presenza di basso ricambio idrico in un bacino a seguito di costruzione di barriere per la protezione della costa dall'erosione);
- 2 \_ la risposta di determinate specie ad un fattore di stress varia al variare degli stress che con esso interagiscono;
- 3 \_ le specie possono rispondere in modo diverso ai gruppi di fattori di stress, magari per questioni di tolleranze o adattamenti evolutivi differenti;
- 4 \_ la risposta delle comunità a fattori di stress possono variare in base alle mutevoli interazioni tra le specie che le compongono e i diversi stress (Crain *et al.* 2008).

Infine bisogna anche considerare che i fattori di stress di origine antropica possono anche interagire con la naturale variabilità temporale o spaziale delle condizioni ambientali, come El Nino, oscillazioni multi-decennali, con la posizione delle zone di upwelling, o con cambiamenti delle condizioni naturali dovute all'azione dell'uomo ma su scala globale, come l'aumento della temperatura dei mari o l'aumento dell'acidificazione, entrambe conseguenze dell'aumento della CO<sub>2</sub> in atmosfera.

Una delle più grandi sfide nel capire come diverse attività umane agiscano sugli ecosistemi è che le conseguenze di queste attività spesso interagiscono in un modo che non è semplicemente additivo (Breitburg & Riedel 2005).

Le possibili diverse interazioni sono rappresentate nel grafico in (Fig. 1.4.1), la linea nera rappresenta l'impatto totale dell'attività, la linea tratteggiata rappresenta una soglia ipotetica di una funzione ecosistemica.

Questi impatti cumulativi possono emergere dalle attività che si verificano ad una frequenza spaziale o temporale sufficiente a rendere i singoli eventi di un'attività non più indipendente (A) (Spaling & Smit 1993) oppure possono emergere da molteplici attività che agiscono in sinergia (B).



**Fig. 1.4.1. Grafico delle diverse tipologie di interazioni tra gli impatti antropici (Halpern *et al.* 2008).**

Nel grafico denominato (A), si notano tre diverse tipologie di interazioni:

- 1) Nessun impatto cumulativo, (non vi è interazione, le attività non si influenzano a vicenda)
- 2) Impatto cumulativo, dove l'accumulo dei diversi eventi dà un impatto totale superiore al valore dei singoli (ogni attività contribuisce per una certa parte all'impatto totale)
- 3) Impatto completamente additivo, dove l'impatto totale corrisponde alla somma di ogni singolo impatto (ogni attività contribuisce totalmente al livello dell'impatto finale)

Nel grafico (B), si notano quattro diverse tipologie di interazione:

- 1) Dominante; (il livello raggiunto dall'impatto dipende da una sola attività, quella che causa disturbi maggiori)
- 2) Additivo; (come visto in precedenza ogni attività contribuisce totalmente al livello finale dell'impatto)
- 3) Moltiplicativo; (ogni attività non solo contribuisce ma interagisce con le altre e amplifica l'impatto finale che risulta essere più elevato della somma dei singoli. Questo è certamente una delle interazioni più distruttive e dannose, se non si attua uno studio che analizzi i multiple stressor si rischia di sottovalutare le conseguenze sugli ecosistemi delle varie attività antropiche e comprometterli irrimediabilmente e perdere i servizi da essi resi).
- 4) Mitigativo; (alcune delle attività limitano l'impatto delle altre, il risultato finale è un livello di impatto più basso della attività più dannosa. Questa è forse l'unica interazione che può portare benefici all'ecosistema, purtroppo non è facile che si realizzi)

Di seguito sono riportati alcuni esempi esplicativi delle situazioni più interessanti:

Esempio del caso (1 B): la modifica della temperatura o del PH del mare ha conseguenze maggiori ed un maggior impatto sui popolamenti, con risposte immediate e più pro-

nunciate, rispetto magari un evento di danno dovuto ad ancoraggio, anche se frequente e diffuso su una vasta area.

Caso (3 B) si pensi per esempio ad una interazione pesca ed urbanizzazione; la prima attività preleva parte della popolazione di pesce presente nell'area e contemporaneamente ne danneggia l'habitat (che può avere funzione di nursery o di zona di ristoro); l'urbanizzazione riduce in parte la distribuzione spaziale del suddetto habitat e contemporaneamente causa un danno ulteriore modificando i tassi di sedimentazione. Come risultato amplificato si ha che la specie pescata va incontro ad un rapido declino anche se l'attività di pesca è regolamentata o limitata perché oltre al prelievo diretto deve fronteggiare un minor apporto di individui delle nuove generazioni.

Caso (4 B) si pensi all'interazione tra l'attività di pesca e l'apporto di nutrienti; la prima intacca le popolazioni di pesce, ma la seconda aumenta la produzione primaria e questa amplificazione si distribuisce lungo tutta la catena trofica implicando magari un aumento di alcune specie di pesci che si trovano in condizioni di maggior disponibilità di cibo. In questo caso, pertanto, il prelievo diretto è in parte controbilanciato da una maggior disponibilità di nuovi individui nelle giovani generazioni.

L'insieme complesso di fattori interagenti limita l'identificazione di priorità di conservazione, l'attuazione di strategie di mitigazione, e la realizzazione di piani di ripristino effettivo di habitat marini. Ostacoli maggiori sono legati alla mancanza generale dei dati di base sugli ecosistemi marini prima degli impatti umani su larga scala e alle lacune sostanziali nella conoscenza della distribuzione e della classificazione dei diversi tipologie di habitat (Fraschetti *et al.* 2008; Halpern *et al.* 2008a). Anche a causa di questi impedimenti, gli effetti delle minacce attuali ed emergenti per gli habitat marini sono in gran parte sconosciuti (Claudet & Fraschetti 2010).

Numerosi ecosistemi nel mondo sono stati trasformati sotto l'influenza degli effetti diretti e indiretti della attività umana (Bruno *et al.* 2007). Comprendere le relazioni tra le attività umane e il loro impatto ecologico e, in aggiunta, valutare la distribuzione spaziale di questi impatti sono passi cruciali nella gestione e nello sfruttamento dei vari habitat



in modo da massimizzare i benefici commerciali e sociali ottenibili, e contemporaneamente ridurre al minimo il loro degrado (Selkoe *et al.* 2009).

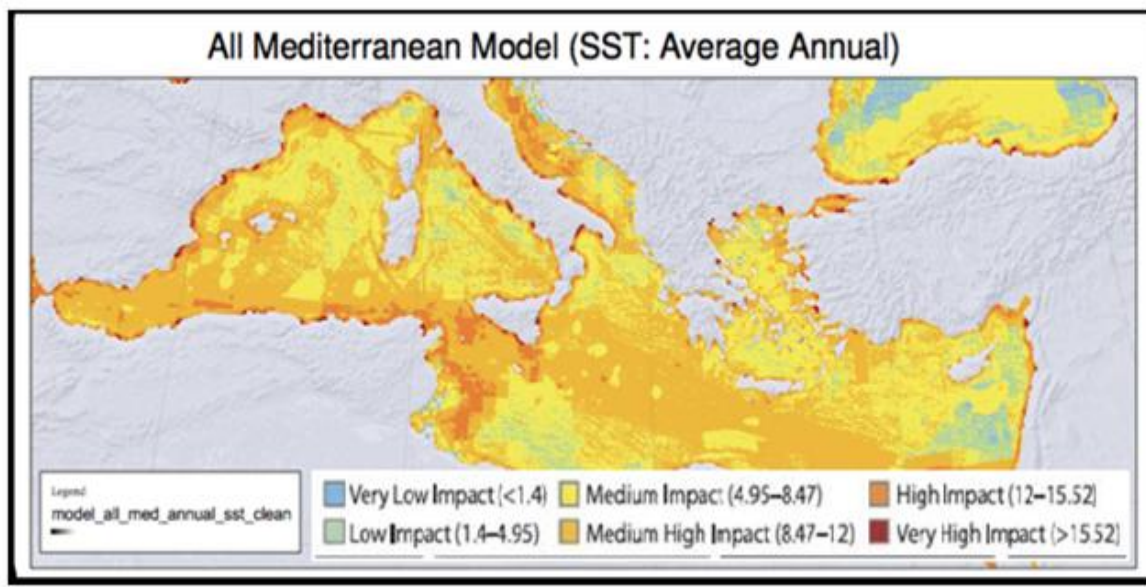
Le recenti politiche pongono l'enfasi sulla gestione spaziale degli oceani (Crowder *et al.* 2006) suggerendo un urgente bisogno di mappe ad alta risoluzione delle attività umane e dei loro impatti ecologici. (Selkoe *et al.* 2009).

Le strategie adottate in passato per valutare la distribuzione e gli impatti delle suddette attività sono state quasi tutte realizzate su misura per un tipo specifico di ecosistema o per una caratteristica domanda di gestione e sono state basate sulla opinione di esperti; questo metodo è uno dei più utilizzati per valutare o classificare l'impatto ecologico delle attività antropiche (Selkoe *et al.* 2008). Un esempio ben noto è 'Reefs at Risk' (Bryant *et al.* 1998), che ha utilizzato un seminario di esperti per classificare le barriere coralline del mondo in bassa, media e alta categoria di minacce in base alla loro distanza da siti di quattro tipologie di minacce potenziali. Nonostante l'utilizzo di questa metodologia possa, forse, risultare utile in alcune aree del mondo, alcuni hanno considerato questo criterio privo di rigore scientifico (Sale 2008); infatti sebbene gli approcci che si basano sulla opinione di esperti possono essere utilizzati come riferimento su veri impatti che minacciano gli habitat, non sono così significativi come delle valutazioni quantitative, che, purtroppo, risultano gravemente carenti (Claudet & Fraschetti 2010).

Il Mediterraneo a causa di sue specifiche caratteristiche fisiografiche e biologiche e per la notevole influenza delle pressioni antropiche sui suoi habitat, sia terrestri (Myers *et al.* 2000) che marini (EEA 2006), necessita di mappe che illustrino accuratamente la disposizione e l'intensità dei vari impatti.

Esso è tuttora riconosciuto come un punto caldo della biodiversità sia terrestre che marina (Abdulla *et al.* 2009; Myers *et al.* 2000; Spalding *et al.* 2007), nonostante le sue ridotte dimensioni e i millenni di influenza da parte di insediamenti umani che lo hanno portato ad essere uno degli ecosistemi marini più degradati in tutto il mondo (Bianchi & Morri 2000; EEA 2006).

Anche qui sono state sviluppate valutazioni sistematiche della vulnerabilità e/o sensibilità degli habitat ai fattori di stress basate su opinioni di esperti, grazie alla quale è stata elaborata una mappa degli impatti che lo caratterizzano (Fig. 1.4.2).



**Fig. 1.4.2. (Micheli et. al.) Articolo non ancora pubblicato.**

Osservandola si nota che la costa della puglia risulta interessata da un livello di impatto medio/basso; tale conclusione in realtà non rispecchia assolutamente il livello di danno a cui alcuni tratti della costa sono sottoposti. L'efficacia e l'utilità di mappe di impatti create su opinioni di esperti risultano pertanto meno efficace in un'ottica di protezione, recupero e gestione della costa di un dataset basato su osservazioni quantitative. Tuttavia visto che non sempre è possibile basarsi su dati empirici e vista la necessità di raccogliere comunque il maggior numero possibile di informazioni sugli impatti di una determinata area per sviluppare piani di gestione integrata della costa, in mancanza di altre fonti di dati l'utilizzo di opinioni di esperti è più che accettabile.

## 2. SCOPO

La regione Puglia ha avviato un progetto denominato BIOcostruzioni MARine in Puglia (BIOMAP) per attuare le disposizioni della Unione Europea e per aggiornare le conoscenze sulla distribuzione e sullo stato del coralligeno.

Il progetto BIOMAP si inquadra nell'ambito del programma P.O FESR 2007/2013 - ASSE IV. Linea 4.4 - Interventi per la rete ecologica.

Attualmente, la distribuzione del coralligeno lungo le coste della Puglia è conosciuta soltanto per alcuni tratti di costa ma non è disponibile una cartografia georeferenziata aggiornata a scala regionale. Per una corretta gestione di questo habitat, in un'ottica di utilizzo e protezione delle risorse, è invece fondamentale condurre una mappatura di dettaglio (UNEP 2007) e conoscere, grazie a dati aggiornati, lo stato di conservazione dei popolamenti associati a questo habitat che, infatti, non è noto per la maggior parte della regione.

Considerato che, attualmente, lungo la costa pugliese, si assiste ad una crescita di pressioni antropiche spesso interagenti fra di loro, è indispensabile l'implementazione di adeguate misure di gestione finalizzata ad un uso sostenibile delle risorse limitando le pressioni antropiche, in accordo con le recenti direttive europee.

Sino ad oggi le uniche informazioni sulla distribuzione di questi biocostruttori a scala regionale derivano da uno studio dell'ENEA del 1989. In tale indagine sono state fornite informazioni sul coralligeno presente entro i 30 m di profondità sottostimando però la reale estensione di tali formazioni (CoNISMa 2010).

BIOMAP rappresenta un passo in avanti importante e consentirà di metterne in risalto il valore conservazionistico di questa tipologia di habitat, consentendo allo stesso tempo la valorizzazione del patrimonio naturalistico regionale.

Gli scopi del progetto BIOMAP sono:

1. mappare la distribuzione delle biocostruzioni coralligene pugliesi all'interno dei Siti di Importanza Comunitaria; individuare, almeno per le biocostruzioni più significative, la composizione tassonomica sia vegetale che animale, anche al fine di conoscere il loro valore in termini di diversità biologica;

2. evidenziare eventuali segni di disturbo causato da diverse combinazioni di attività umane;
3. proporre, in accordo con la Regione Puglia, un Piano di Gestione di tali siti al fine di allinearsi con le recenti raccomandazioni della UE riguardanti la conservazione degli habitat prioritari (CoNISMa 2010).

All'interno di questo progetto si inserisce la mia tesi nella quale la finalità è analizzare i pattern di distribuzione del coralligeno in un tratto di costa della Puglia e di discuterli tenendo conto degli effetti delle pressioni antropiche presenti nell'area. Come descritto nell'introduzione, il coralligeno è un popolamento caratterizzato da una notevole importanza strutturale e funzionale in Mediterraneo che l'Unione Europea vuole includere in modo esplicito fra gli habitat da porre sotto regime di tutela, come attualmente la *Posidonia oceanica*.

Lo studio è stato condotto tramite campionamento fotografico nella località di Taranto (circa 40 km di costa), dove è stato possibile individuare aree fortemente disturbate e aree caratterizzate da una minore pressione antropica. L'idea è che differenti combinazioni di pressioni possano determinare cambiamenti diversi nella struttura di questo habitat.

Il campionamento è stato condotto dopo aver documentato la distribuzione delle principali forme di impatto antropico che operano lungo il tratto di costa di Taranto, utilizzando fonti diverse come il sito della regione, i registri della capitaneria di porto, le interviste alle cooperative di pesca. I dati sono stati inseriti in GIS, in modo da sviluppare una mappa dove si individuano le tipologie e le combinazioni di impatti che insistono su ogni località campionata. Lo studio ha rilevato che le condizioni "porto", "pesca", "input di nutrienti" e "scarichi" sono largamente rappresentate in diverse combinazioni (porto x pesca, scarico x pesca, pesca x input di nutrienti). Nelle località prese in considerazione non sono presenti aree caratterizzate dall'assenza di tali pressioni.

Per quel che riguarda la componente biologica, lo studio tiene conto di una serie di variabili di risposta che riguardano le singole specie e il popolamento nel suo complesso (e.g. la copertura delle singole specie,  $\alpha$  e  $\beta$  diversità). Durante i campionamenti, sono state condotte valutazioni relative alla complessità del substrato, presenza di erbivori, segni di morie. I risultati dell'intero progetto potranno fornire indicazioni di natura ge-

stionale molto rilevanti in un'ottica di gestione integrata della fascia costiera, con l'identificazione di opportune misure di mitigazione degli impatti determinati dalle attività antropiche presenti lungo la costa.

Un risultato del progetto sarà, inoltre, la creazione di un sistema GIS che andrà ad ampliare le attuali conoscenze della distribuzione del coralligeno nella regione Puglia e sarà utilizzato per costruire una mappa ad alta risoluzione delle aree interessate da questa tipologia di habitat.

### **3. MATERIALI E METODI**

#### **3.1 AREA DI STUDIO E DISEGNO DI CAMPIONAMENTO**

Il Golfo di Taranto è situato nel Mar Ionio e si estende da Santa Maria di Leuca alla costa sud-orientale della Calabria. I mari di Taranto presentano una struttura idrogeografica peculiare, essendo caratterizzati da un primo bacino a diretto contatto con le acque ioniche, chiamato Mar Grande, a sua volta collegato da due canali con il Mar Piccolo di Taranto.

Il Mar Grande di Taranto è una larga ansa di forma quasi ellissoidale i cui assi misurano rispettivamente 5.300 m (NS) e 7.800 m (EW). L'area del bacino è di circa 36,5 km<sup>2</sup> (Farella 2006–2007).

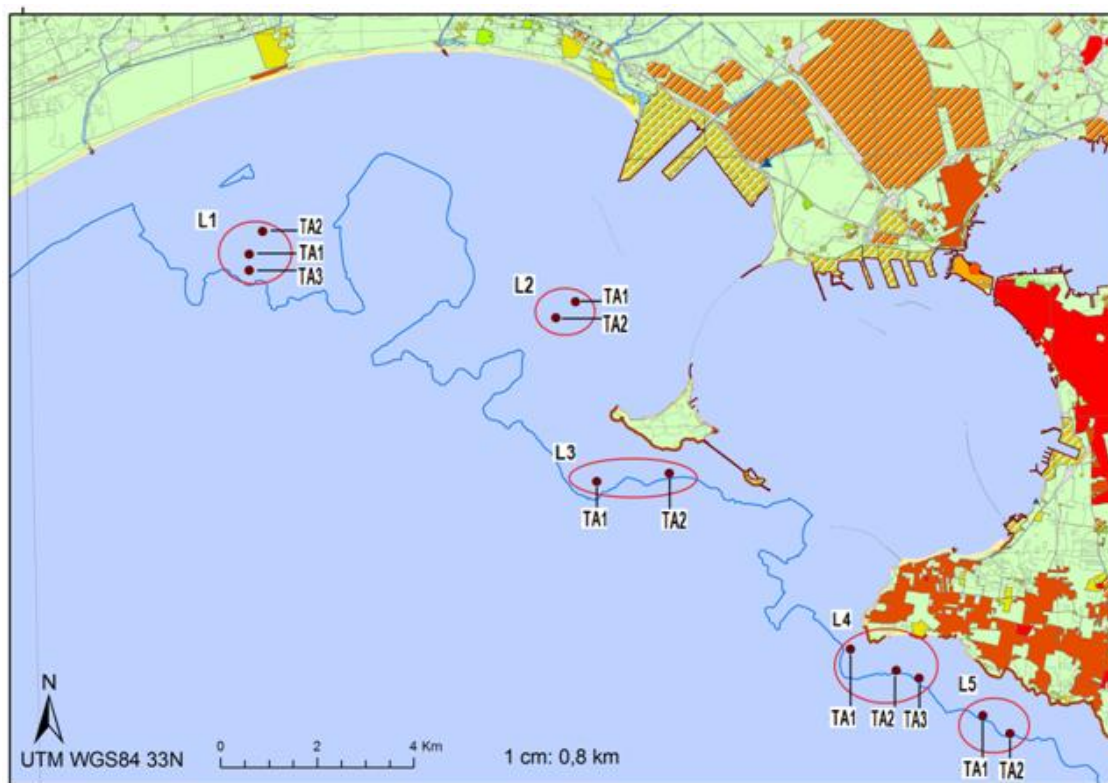
La profondità massima riportata dalle carte nautiche (carta 148 “Porto di Taranto e Mar Grande” dell'Istituto Idrografico della Marina, 1973) è di 42 m, registrata nell'area compresa fra la secca di S. Vito e l'isolotto di S. Paolo. La stessa carta nautica riporta inoltre una depressione imbutiforme che raggiunge la quota di 40-42 m di profondità sul versante NE del bacino, subito a ridosso del vecchio porto mercantile di San Cataldo, laddove un tempo esisteva una sorgente sottomarina, nota come “Citro di San Cataldo” (Farella 2006–2007).

Il Mar Grande è separato dal mare aperto da due isole (Isole Cheradi: Isola di San Pietro e Isola di San Paolo) e da tre dighe artificiali costruite come sbarramento. All'angolo Sud del bacino si trova il cosiddetto canalone (largo circa 1.300 m), con profondità che raggiungono i 40 m, attraverso il quale è possibile l'ingresso nel bacino di navi di grosso tonnellaggio.

I numerosi studi condotti sulla fauna dei mari di Taranto hanno evidenziato l'abbondanza di una ricca fauna bentonica, caratterizzata dalla dominanza di molluschi bivalvi, poriferi, anellidi policheti e ascidiacei (Farella 2006–2007).

Fondali a coralligeno non sono presenti nel Mar Piccolo, nel Mar grande, invece, questo habitat è presente in 4 zone, situate in una posizione centrale del bacino (caratterizzate da substrati rocciosi e piccole scarpate) (Parenzan 1969).

Il mio lavoro di tesi è stato effettuato in aree limitrofe ma esterne al bacino del Mar Grande; è una porzione di costa poco studiata e quindi vi è una carenza di dati inerenti a morfologie e popolamenti del fondale (Fig. 3.1.1).



**Fig. 3.1.1. Mappa dei campionamenti effettuati, 5 località, 3 siti per località, 1 transetto per ogni sito.**

Dalla sopracitata cartina è comunque possibile osservare che esternamente al Mar Grande e nelle aree più a sud lungo il litorale, il fondale degrada velocemente fino a superare i 25 m già a meno di 1 km al largo della costa. Nelle zone più a nord, invece, la batimetria cresce lentamente, infatti, è necessario raggiungere e superare i 6 km per trovare le stesse profondità viste in precedenza.

I campionamenti sono stati svolti tutti entro la batimetria dei 25 m di profondità su un fondale caratterizzato da substrato roccioso con scogliere profonde di pre-coralligeno. 5 località (identificate con i codici da L1 a L5) sono state selezionate in base alla combinazione di impatti antropici presenti e in riferimento alle informazioni incluse nella relazione di ENEA del 1991; essa contiene, infatti, gli unici dati esistenti riguardo la distribuzione del popolamento a coralligeno nella suddetta area.

Per ciascuna località sono stati selezionati in modo casuale tre siti, distanziati di almeno 100 m, (identificati con i codici TA1, TA2, TA3) per ognuno dei quali è stato impostato un transetto di 20 m per il campionamento fotografico (Fig. 3.1.1).

Per ogni transetto sono state previste 10 sampling unit (identificate con i codici SU e numerate progressivamente) distanziate 2 m le une dalle altre; 6 foto replica sono state effettuate per ogni SU per un totale di 60 foto per transetto.

Il campionamento è stato svolto in 3 giornate consecutive 28, 29 e 30 maggio 2012, ad una profondità di circa 22 m. Per eseguirlo sono stati necessari 6 subacquei divisi in 2 gruppi da tre per ogni immersione, le metodiche impiegate sono state di natura quantitativa non distruttiva (stime visuali *in situ* e fotografiche).

All'inizio di ogni indagine uno dei sub annotava data, ora, luogo (incluse le coordinate geografiche grazie al GPS della barca), profondità e visibilità dell'acqua della zona di studio.

In aggiunta prendeva nota delle caratteristiche del paesaggio sottomarino, che generalmente risultava essere costituito da strutture di coralligeno sviluppatesi su ammassi rocciosi orizzontali, denominati panettoni, che si innalzano da substrati sabbiosi.

Contemporaneamente un secondo sub stendeva una cordella metrica da 20 m per delimitare il transetto, assicurandosi di mantenerla tesa, per evitare errori nella misura (Fig. 3.1.2).

Dopo averla fissata rifaceva in senso inverso il percorso stendendo una corda pesata (lunga solo 12 metri) che seguendo il profilo del fondale ci avrebbe permesso di ricavare informazioni sulla complessità del substrato.

A seguito del posizionamento del transetto il primo subacqueo iniziava a percorrerlo eseguendo nel contempo un rilevamento visivo (Fig. 3.1.3); usando la cordella metrica come riferimento osservava un'area del fondale compresa tra un metro a destra e uno a sinistra della cordella stessa.





**Fig. 3.1.2. Stesura del transetto, operatore Pasquale Ricci, fotografia Giuseppe Guarnieri.**



**Fig. 3.1.3. Rilievo visivo su transetto, operatore Mattia Montalti, fotografia Giuseppe Guarnieri.**

Questa osservazione consisteva nel prendere nota della presenza, del numero, delle dimensioni e dello stato di salute di alcuni singoli organismi o colonie quali: ricci di mare (*Paracentrotus lividus*, *Arbacia lixula*, *Sphaerochinus granularis*), cnidari (*Cladocora caespitosa*), spugne (*Cliona viridis*), briozoi, e gorgonie Valutava, inoltre, la presenza di specie invasive del genere *Caulerpa* e l'incidenza di impatti antropici visibili.

Infine grazie ad un'asticella di metallo denominata penetrometro, verificava lo spessore e la resistenza delle strutture del coralligeno.

Il terzo ricercatore, dotato di macchina fotografica subacquea Nikonos V, lunghezza focale 28mm, sistema close-up macro, 2 Flash SB 105 Nikon, (Fig. 3.1.4 A e B) scattava foto digitali lungo il transetto (10 gruppi di 6 immagini intervallate da 2m).



**Fig. 3.1.4 A e B. Macchina Fotografica Nikon digitale subacquea con 2 flash.**

Le 6 foto erano contigue ed ognuna copriva 0.25 m<sup>2</sup> (plot da 50x50cm). Per isolare ogni SU dalla successiva è stato necessario scattare una foto che fungesse da separatore (per esempio una foto del paesaggio). Tabella riassuntiva del disegno di campionamento (Fig. 3.1.5), esempi di plot fotografici (Fig. 3.1.8a,b,c,d,e).

<b>Photographic Sampling</b>	
Transect	20 m
n° of Transect for each site	1
Area of each Sampling Unit (SU)	0,25 m <sup>2</sup>
n° of picture for each SU	6
n° SU	10
Interval between each SU	2 m
total n° of pictures/transect*	60
	<b>Equipment (on each dive):</b>
* One or two more SU could be taken to avoid loss of samples	One digital camera, with strobes and frame One 20 m long transect, marked at least every two meters. One 10 m weighted rope Two 50 x 50 cm quadrats Two 1 long meter sticks Two slates with reference centimeter scale. Under water paper
<b>Topographical complexity</b>	
Weighted rope 12 m	Index of complexity: 12m/linear distance taken on marked tape
<b>Rapid assessment</b>	<b>Belt Transect = 20 x 2 m</b>
N° of Sea urchins	
<i>C. caespitosa</i>	N° of colonies and their relative dimension (width)
Gorgonacei	N° of colonies and their relative dimension (height)
Status of the colonies	According to the five categories: healthy, necrotic, dead, broken, overgrown
<b>Site information</b>	<b>To sign on Slates</b>
Date, Location and diver identity, Depth	

**Fig. 3.1.5. Tabella riassuntiva del disegno di campionamento**

Sebbene nella mia tesi utilizzi i dati relativi alla zona di Taranto non ho partecipato direttamente alle attività di campionamento di quest'area.

Ho comunque potuto prendere parte alle attività svolte sulle coste del versante Adriatico (Fig. 3.1.6), nelle zone di Brindisi, Otranto, Torre del Serpe, Torre Minervino, Grotta della Zinzulusa (Castro), Porto Miggiano e Porto Badisco (in prossimità di uno scarico

rotto), eseguite utilizzando un'imbarcazione di proprietà dell'Università del Salento (Fig. 3.1.7) e seguendo esattamente le stesse metodologie precedentemente illustrate.

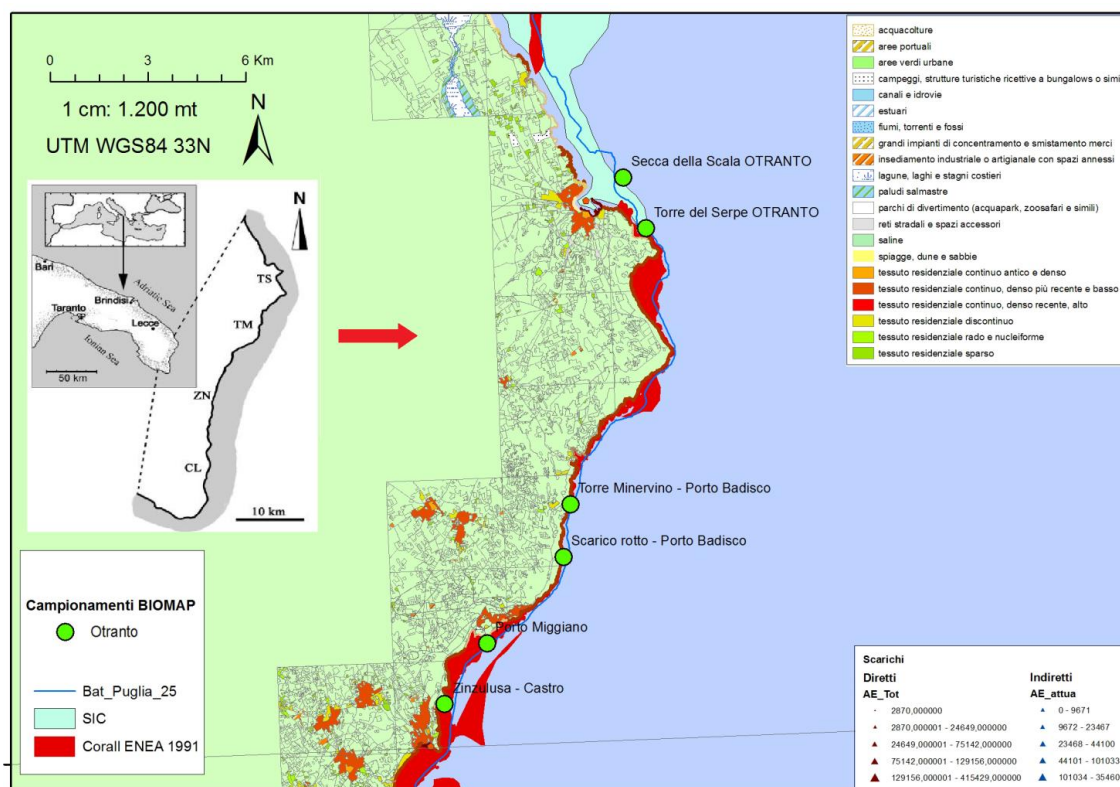


Fig. 3.1.6. Mappa dei campionamenti del tratto di costa Adriatica; l'immagine in bianco e nero è presa da (Terlizzi *et al.* 2007).



Fig. 3.1.7. Imbarcazione dell'Università del Salento.

Purtroppo, per una questione di tempistiche, non ho potuto aggiungere questi dati alla mia tesi, va inoltre considerato che la zona del versante adriatico risulta essere poco impattata rispetto l'area di Taranto e i dati disponibili sugli effetti dei limitati impatti sono molto esigui.

In questa zona abbiamo svolto campionamenti non solo su panettoni ma anche su pareti verticali avendo così l'occasione di osservare le diverse caratteristiche in termini di popolamento tra un substrato orizzontale ed uno verticale, e valutare le differenze degli effetti di alcuni lievi impatti dovuti principalmente alla presenza di corde ed ami da pesca. Le aree di parete selezionate per il campionamento sono le stesse di un lavoro di Terlizzi *et al.* del 2007; nonostante due date di campionamento non siano sufficienti ad individuare relazioni causa-effetto, il confronto fra i due data set consentirà ai ricercatori di riscontrare eventuali differenze nei pattern di distribuzione dei popolamenti, con l'eventuale comparsa di nuove specie che possano fornire indicazioni sulla natura di tali cambiamenti.

Il metodo di campionamento utilizzato, rilevamento subacqueo visivo e fotografico, è relativamente poco costoso (l'unica vera spesa riguarda la necessità di utilizzare una imbarcazione), e presenta dei vantaggi rispetto ad altre metodologie in quanto fornisce stime oggettive e ripetibili; questa tipologia di analisi si dimostra essere veloce e, aspetto importante da non sottovalutare, non distruttiva (Bianchi *et al.* 2004). Grazie a questa scelta, lo studio ha beneficiato in un grande sforzo di campionamento con un costo contenuto in termini di tempo, denaro e manodopera necessaria (Deter *et al.* 2012); tutte le località, infatti, sono state campionate durante un breve periodo (tre giorni).

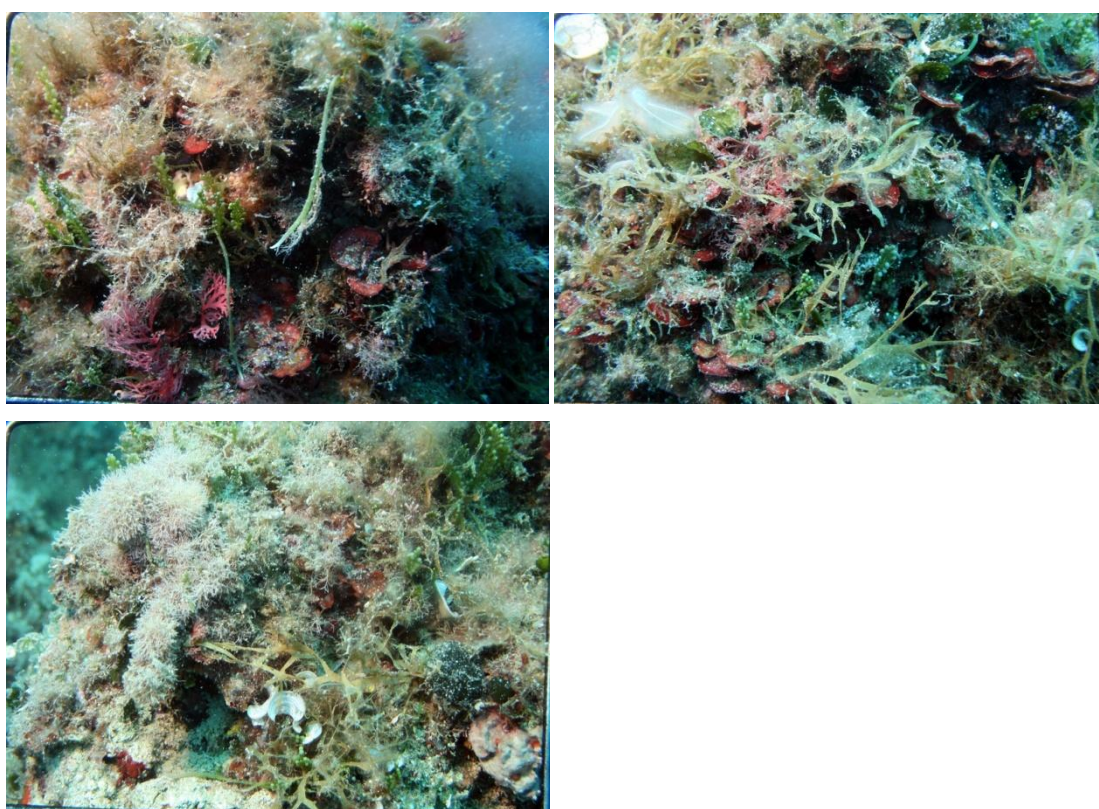
Tale tecnica è particolarmente adatta agli studi effettuati alle nostre profondità dove il tempo di immersione risulta limitato e l'indagine richiede un certo livello di precisione tassonomica in concomitanza con la necessità di non aggravare lo stato del popolamento con ulteriori impatti dovuti al campionamento. Sebbene nessun metodo può essere più accurato nella tassonomia come quello della raccolta diretta (che però è distruttiva) (Bianchi *et al.* 2004), il data set fotografico che si ottiene al termine dei lavori permette una buona caratterizzazione del popolamento e, inoltre, le informazioni raccolte saranno disponibili per i ricercatori negli anni futuri che potranno utilizzarle per verificare se e come la situazione si sia modificata nel tempo.



Sebbene la pianificazione di un disegno di campionamento sulla carta risulti chiaro e piuttosto facile da eseguire, è noto a tutti i ricercatori che una volta passati alle attività in campo spesso le situazioni che si vengono a creare impongono modifiche e/o adattamenti del disegno originale. Nel nostro caso siamo stati abbastanza fortunati in quanto i dati finali ottenuti rispecchiano quasi interamente il disegno sperimentale originale con solo alcune piccole eccezioni: L1, TA3, SU9 e SU10 presentano entrambi 7 repliche fotografiche invece delle 6 previste.

In entrambi questi casi l'effetto di dati in eccesso non influisce molto sui risultati in quanto comunque l'analisi si basa su medie.

L2, TA1, presenta la mancanza di una intera SU (la 10) e di una foto replica in un'altra (SU9 solo 5 foto), per un totale di 7 foto in meno rispetto al disegno previsto. L'influenza di questo minor numero di dati disponibili verrà valutata una volta analizzati i dati.



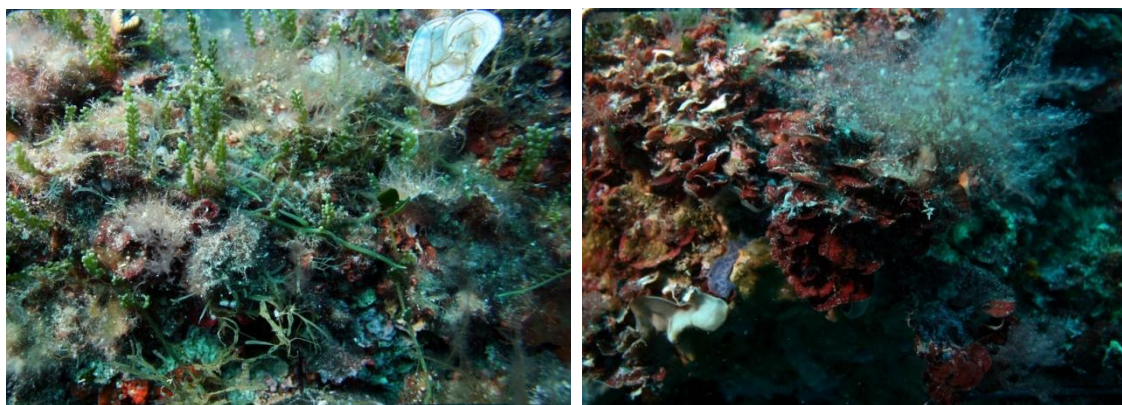
**Fig. 3.1.8a. Quadrati fotografici L1. In senso orario TA1, TA2 e TA3**



**Fig. 3.1.8b. Quadrati fotografici L2. In senso orario TA1 e TA2.**

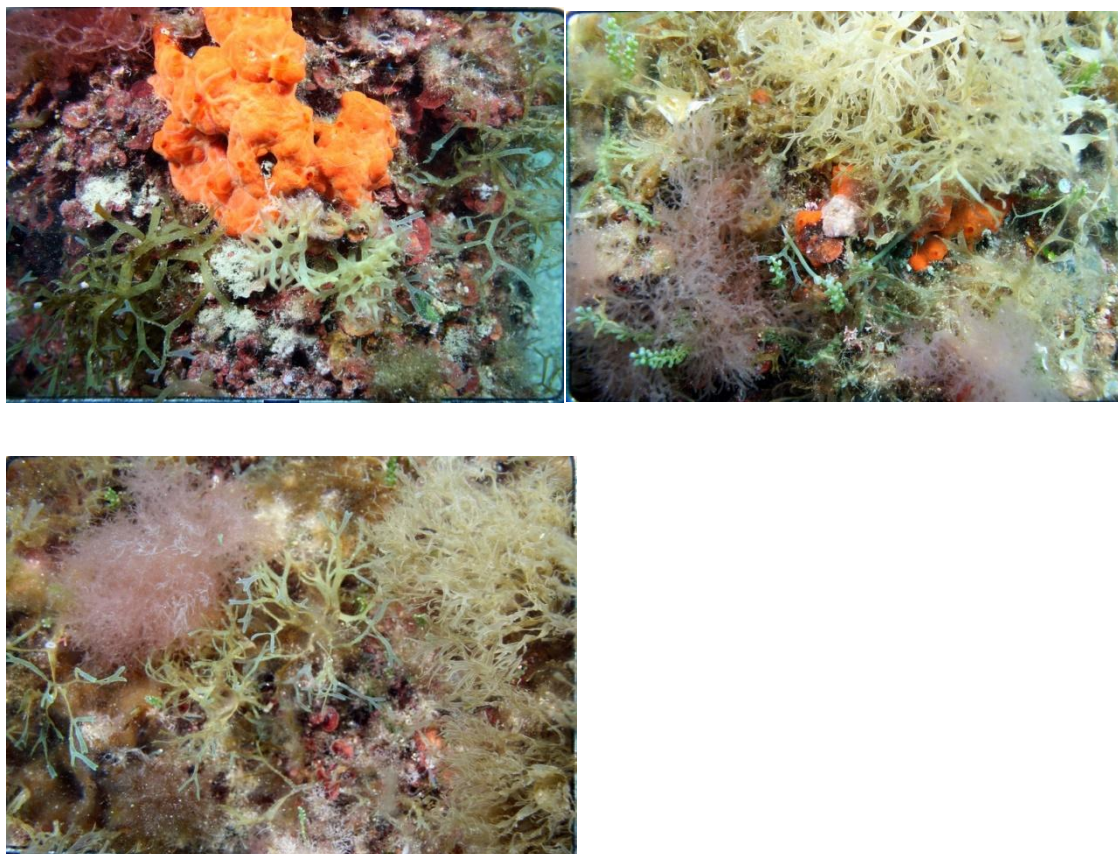


**Fig. 3.1.8c. Quadrati fotografici L3. In senso orario TA1 e TA2.**



**Fig. 3.1.8e. Quadrati fotografici L5. In senso orario TA1 e TA2.**





**Fig. 3.1.8d. Quadrati fotografici L4. In senso orario TA1, TA2 e TA3.**

## **3.2 ANALISI DELLE FOTOGRAFIE**

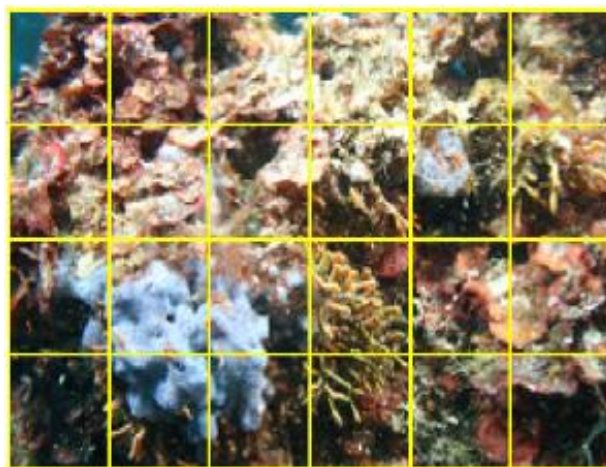
Terminata la raccolta di dati in campo è iniziata la fase di analisi delle fotografie in laboratorio.

Utilizzando un personal computer e un programma di fotoritocco *software* Adobe Photoshop® le immagini sono state rese il più chiare e leggibili possibili e vi è stata sovrapposta una griglia di 6x4 (tot 24) quadrati di uguale dimensione (Fig. 3.1.9).

Valori percentuali di copertura di organismi sessili (alghe ed invertebrati) sono stati determinati visivamente segnando ogni taxon in ogni quadrato come segue: 0= assenza, 1= 25% di copertura, 2= 50% di copertura, 3= 75% di copertura e 4= praticamente tutto il quadrato. 1 quadrato intero corrisponde quindi ad una copertura totale del 4%.



Agli organismi con riempimento inferiore ad  $\frac{1}{4}$  di quadrato è stato attribuito un valore arbitrario di 0.5 per indicarne semplicemente la presenza. I punteggi per tutti i 24 quadrati sono stati sommati, e i valori espressi come percentuali (Dethier *et al.* 1993).



**Fig. 3.1.9. Immagine con griglia sovrapposta.**

Animali vagili come gasteropodi, echinodermi e anfipodi non sono stati conteggiati. Il livello tassonomico raggiunto nella classificazione, è vario: per alcuni organismi, le cui caratteristiche morfologiche erano tali da permettere una veloce e sicura identificazione visiva o la cui presenza restituiva importanti informazioni sullo stato del popolamento (come ad esempio *Caulerpa racemosa*), si è arrivati al riconoscimento della specie. Per altri, invece, è stato necessario limitarsi ad accorparli in grandi Taxa; in

parte perché l'identificazione visiva non forniva un riconoscimento sicuro, in parte perché riunire determinate specie in gruppi morfo-funzionali in base alle loro caratteristiche è più importante che l'identificazione di tutte le singole specie ai fini del nostro studio. Ad esempio, *Ectocarpus* spp. e *Sphacelaria* spp. sono state accorpate nella voce feltro filamentose; le Cladophorales nelle alghe verdi filamentose (GFA); *Lithophyllum frondosum*, *Lithophyllum incrustans*, *Lithothamnion sonderi*, *Mesophyllum alternans* nelle corallinacee incrostanti (CC); *Jania* spp., *Corallina elongata*, *Amphiroa rigida*, *Champia* sp. in Coralline articolate (ART COR).

Anche gli invertebrati spugne, briozoi, cnidari sono state inclusi in diversi gruppi.

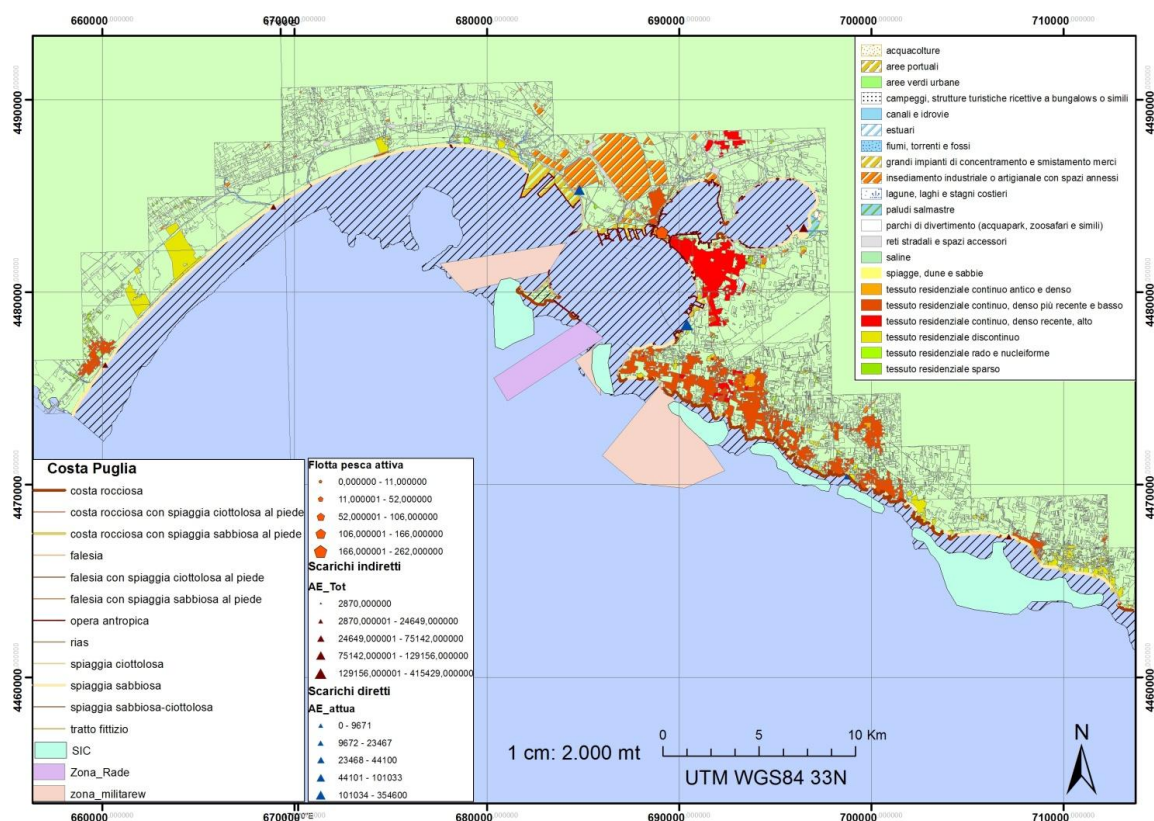
Spugne incrostanti (SI), Spugne rosse incrostanti (SRI), Spugne massive (SM), Spugne massive arancio (SMA), Spugne massive nere (SMN); Briozoi eretti (ad esempio, *Bugula* spp., *Scrupocellaria* sp., ecc.), Briozoi incrostanti, Briozoi ramificati sottili; e Idrozoi.

### 3.3 PRESSIONI ANTROPICHE CHE INSISTONO NELL'AREA DI STUDIO

Come più volte accennato nei precedenti capitoli di questa tesi gli ecosistemi marini sono fortemente minacciati dal progressivo aumento delle attività antropiche che, ad oggi, influenzano quasi ogni habitat esistente (Halpern *et al.* 2007).

Visto il numero e la varietà di minacce che possono interessare un habitat può divenire arduo orientare gli sforzi di gestione e conservazione. Mitigare molteplici impatti è un compito difficile, in particolare quando vincoli di finanziamento limitano il numero di criticità che possono essere analizzate e affrontate (Halpern *et al.* 2007). E' difficile, inoltre, capire in che misura influenzino i popolamenti, e le possibili interazioni che si instaurano tra le diverse attività antropiche in oggetto. Sono stati prodotti vari studi dai quali si può sostenere che, ad oggi, le minacce sono in genere valutate e classificate sulla base di priorità, nel tentativo di identificare quelle più dannose o quelle che devono essere affrontate per prime, mediante analisi di opinione di esperti. Spesso, però, non si lascia alcuna traccia delle motivazioni che guidano le decisioni, il che rende difficile aggiornare le raccomandazioni con nuove informazioni (Halpern *et al.* 2007) o anche solo verificare in seguito l'efficacia delle decisioni prese. Harpern *et. al.* 2007 tenta di mettere a punto un metodo trasparente, ripetibile, e modificabile per la raccolta di dati, lavori e soprattutto opinione di esperti che descrivono e documentano come le diverse minacce agiscano sugli ecosistemi marini. Nello studio sopra citato è stata prodotta una tabella, di cui una parte è riportata in Fig. 3.2.2, dove è possibile osservare quali tipologie di habitat sono minacciate dalle diverse attività antropiche e in che misura. In questo capitolo si farà spesso riferimento a questo lavoro, insieme ad altre fonti di informazioni, per discutere gli effetti potenziali delle pressioni che caratterizzano l'area di studio.

Il golfo di Taranto, come si può vedere dalla cartina (Fig. 3.2.1), è un'area fortemente antropizzata dove insiste una serie di attività umane quali industrializzazione (siderurgico, raffineria e cantieristica navale), installazioni militari, portualità, scarichi urbani, sviluppo costiero e pesca (Farella 2006–2007).



**Fig. 3.2.1. Mappa delle attività antropiche che interessano il golfo di Taranto.**

Da una prima osservazione emerge come il tessuto residenziale urbano caratterizzi buona parte dell'area interessata, il nucleo della città di Taranto risulta essere, logicamente, il punto a più alta densità. Tuttavia anche buona parte della costa a sud del Mar Grande è interessata da una intensa urbanizzazione. La costa più a nord, al contrario, mostra un tessuto residenziale rado o nucleiforme e sparso con solo alcune piccole eccezioni. Visto l'elevato numero di abitanti che interessa questa porzione di territorio non sorprende di riscontrare lungo tutta la costa la presenza di scarichi di diversa entità. Questi vengono suddivisi in due categorie: diretti (scarichi fognari legati alla città o ad attività industriali) di maggiore entità, e indiretti (corsi d'acqua che fungono da collettori di raccolta degli scarichi di diverse attività umane quali campi agricoli o aree urbane nell'entroterra e che riversano il loro contributo nel golfo), caratterizzati da un apporto inferiore ma presenti in numero superiore. A conferma di quanto detto basti pensare che il Mar Piccolo risente del massiccio apporto di scarichi fognari provenienti dalla parte settentrionale della città e da otto comuni vicini (per un totale di circa 315 mila abitanti) (Farella 2006–2007). Per i substrati duri l'apporto puntiforme e non di inquinanti organici e inorganici risulta essere uno delle cause di maggior impatto (Fig. 3.2.2).

A Taranto, grande importanza rivestono anche le aree di insediamento industriale o artigianale, le attività di raffinazione del petrolio e la cantieristica navale. A nord della città di Taranto è possibile individuare un'area grande quasi quanto la città stessa, dove si svolgono attività siderurgiche. In quest'area sono allocati oltre che gli impianti anche tutti i materiali necessari al processo industriale. E' plausibile ipotizzare che il sito di stoccaggio, l'attività di produzione, nonché le altre attività industriali presenti eserciteranno un certo livello di impatto sui popolamenti del golfo.

Ad oggi la presenza di impianti industriali fortemente inquinanti ha causato una progressiva riduzione della qualità delle acque, portando alla progressiva riduzione di attività fortemente radicate come l'ostricoltura ed a una forte alterazione degli habitat locali. La conseguente drastica riduzione delle comunità bentoniche ha favorito l'insediamento di numerose specie alloctone (Mastrototaro *et al.* 2004).

Taranto è anche uno snodo fondamentale nel traffico marittimo; buona parte delle navi che attraversano il Mediterraneo e che provengono dall'oceano Atlantico o dal Mar Rosso fanno scalo qui.

L'elevato traffico navale può comportare un ingente inquinamento diretto dovuto agli scarichi delle imbarcazioni, e modificazioni indirette a seguito di un continuo rimescolamento delle acque, dovuto ad un intenso passaggio. La conseguente mobilitazione del sedimento e diminuzione dell'irraggiamento del fondale potrebbe causare cambiamenti rilevanti nella componente algale, sensibile a questo tipo di variazione delle condizioni abiotiche e favorire la colonizzazione da parte di specie invasive. Il problema dell'introduzione di specie alloctone è considerato come una delle maggiori minacce per gli ecosistemi marini su scala globale (Fig. 3.2.2). Negli ultimi 10-15 anni è stato evidenziato un aumento del fenomeno, tanto da poter parlare di vere e proprie "invasioni biologiche" nei casi di colonizzazione di massa (AA.VV. & CIESM. 2002).

Le cause del trasferimento di specie in nuove regioni sono molteplici e spesso "interattive", e tra le principali vi sono la rimozione di barriere naturali (Panama, Suez), il trasporto attraverso le navi e l'importazione per l'acquacoltura. Gli effetti, invece, comprendono la riduzione della biodiversità, alterazioni delle comunità autoctone, scomparsa degli stock ittici o delle specie da allevamento, e minacce alla salute umana (AA.VV. & CIESM. 2002).

L'ingresso di specie aliene via nave è legato a diverse modalità di trasporto. La più conosciuta è il trasporto attraverso le acque di zavorra, ma non è l'unica. Il trasporto di organismi fissati sugli scafi delle navi è uno dei più antichi vettori di introduzione di specie marine. Non bisogna tralasciare l'importanza della "disseminazione secondaria" delle specie alloctone dovuta a pescherecci, attività d'acquacoltura, imbarcazioni da diporto, canali e traffico militare. Per una migliore comprensione delle potenzialità del fenomeno è sufficiente osservare la quantità di piccoli porti turistici, militari o scali commerciali che punteggiano le coste mediterranee. Il trasporto secondario, che si realizza principalmente via fouling su scafo, permette alle specie alloctone di raggiungere aree altrimenti irraggiungibili (Boudouresque & Ribera 1994).

Nello studio di Halpern et. al. 2007 (Fig.3.2.1), la tipologia di impatto invasione di specie aliene è valutato come uno delle più importanti in termini di danno causato ai fondi duri.

La Fig. 3.2.1 mostra diverse aree intorno al Mar Grande sono adibite ad uso militare (aree localizzate in rosa). Questo comporta sicuramente un traffico navale aggiuntivo che va ad aggravare gli effetti dovuti alla presenza del traffico commerciale legato al porto. Inoltre la presenza dell'arsenale e di tutta una serie di attività legate alla cantieristica e alla manutenzione delle navi implicano una serie di impatti i cui livelli ed effetti sul coralligeno non sono ad oggi conosciuti.

Un'altra attività antropica di grande importanza per questo studio è la pesca. La città di Taranto ha una lunga tradizione legata a questa attività economica. Una prova ne è il fatto che una grande flotta di pescherecci è attiva in tutta l'area del golfo e nelle zone limitrofe.

Vengono praticate varie tipologie di pesca sia legale che illegale: dall'uso dello strascico alla pesca artigianale, dalla pesca in apnea a quella con le bombole, dalla distruttiva pesca al dattero a quella con esplosivi. Sul coralligeno tutte le tipologie di pesca: a strascico, artigianale (distruttiva e non) e perfino la pesca pelagica (sia ad alto che basso livello di cattura) risultano gravemente impattanti (Fig. 3.2.2).

Nella zona insistono poi altre attività quali l'ancoraggio, permesso solo nell'area di Rada (colore viola), e l'acquacoltura di mitili. L'impatto potenziale dell'ancoraggio è do-

vuto alla distruzione diretta causata dalle ancore sugli organismi sessili del fondale. La seconda è condotta solo nel Mar Piccolo, ed è soggetta ad un drastico calo dovuto all'elevato livello di inquinamento delle acque che mostrano le conseguenze di un esponenziale aumento delle attività antropiche, registrato nell'area ionica a partire dagli anni 50. Ancora oggi il bacino semichiuso è esposto ad un forte inquinamento industriale (Farella 2006–2007).

In aggiunta a queste criticità bisogna anche citare i numerosi interventi antropici di urbanizzazione che hanno modificato le caratteristiche del bacino del Mar Grande. Quest'ultimo, infatti, è separato dal mare aperto da due isole (Isole Cheradi: Isola di San Pietro e Isola di San Paolo) e da tre dighe artificiali costruite come sbarramento. Partendo da punta Rondinella, situata nell'angolo NW del bacino, si incontra una lunga scogliera che si porta a ridosso dell'isola di San Pietro, lasciando aperto uno stretto passaggio transitabile unicamente da piccole imbarcazioni da pesca. L'isola di San Pietro è collegata a sua volta all'isolotto di San Paolo mediante una scogliera ininterrotta. Infine, dall'isolotto di San Paolo sino a Capo San Vito, che rappresenta l'estrema propaggine dell'angolo Sud del bacino, si estende la terza scogliera interrotta a livello del cosiddetto canalone (largo circa 1.300 m), con profondità che raggiungono i 40 m, attraverso il quale è possibile l'ingresso nel bacino di navi di grosso tonnellaggio.

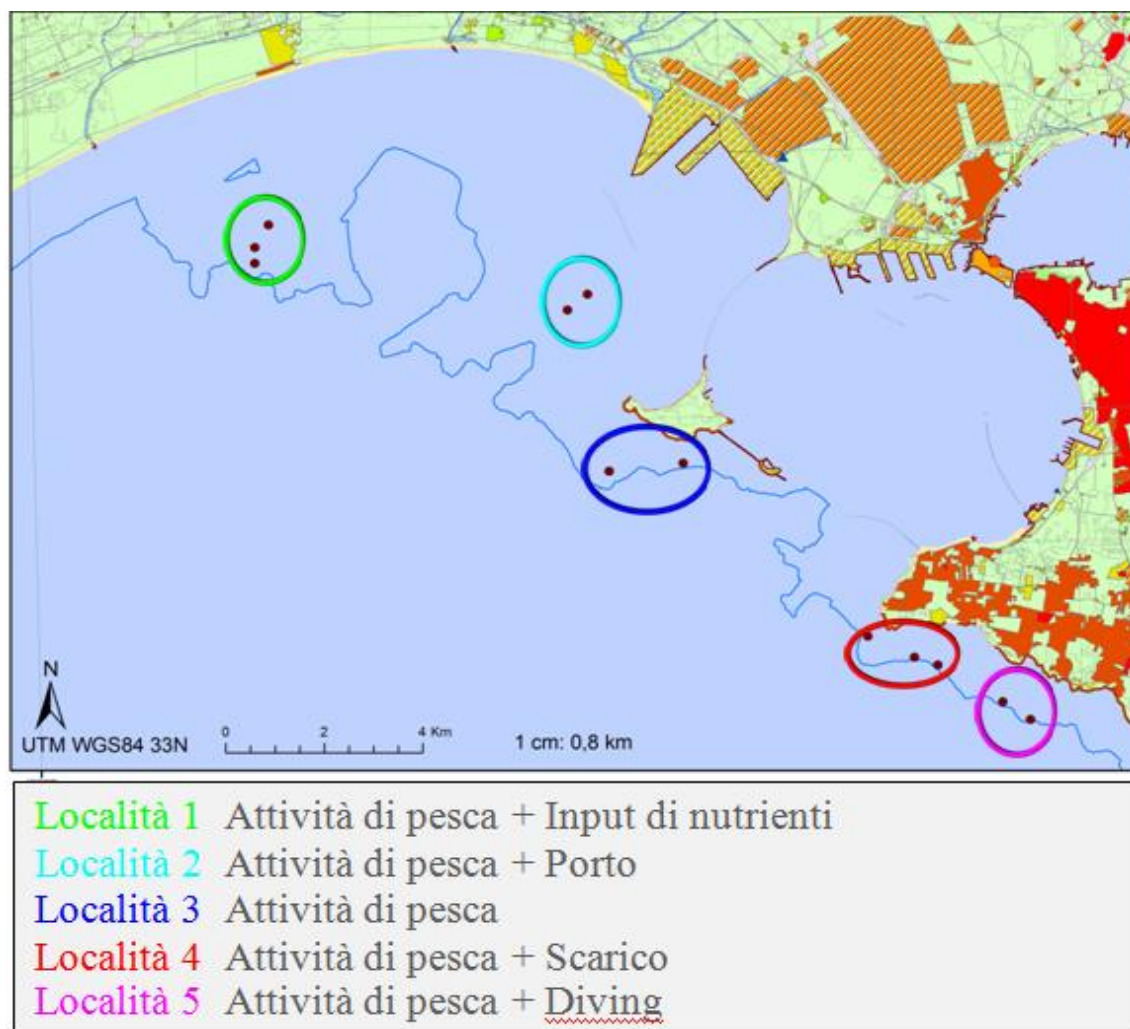
E' interessante notare, infine, che l'isolotto di San Nicolicchio, presente nelle carte nautiche, situato a Nord del bacino, è stato collegato alla terra ferma mediante gettate di cemento, al fine di inglobarlo in un nuovo sporgente (Farella 2006–2007). Allo stesso modo anche la secca della Sirena, situata quasi al centro del bacino, è stata in parte distrutta da lavori di escavazione mentre è rimasta intatta l'altra secca presente sul versante orientale del bacino, quella detta della Tarantola (Tursi *et al.* 1978).

Queste attività avranno causato hanno probabilmente causato danni diretti (e.g. lavori di costruzione) e indiretti (e.g. alterazione delle correnti e dell'apporto di sedimenti). Per i substrati duri sia sviluppo costiero sia la cosiddetta ingegneria costiera sono due fattori che possono alterare gravemente i popolamenti (Fig. 3.2.2).

Halpern *et. al.* 2007 suggerisce che per i popolamenti di substrato duro (come ad esempio il coralligeno) gli impatti in grado di determinare i cambiamenti più rilevanti a livello locale sono dovuti alla pesca (sia distruttiva che non), all'apporto di sostanza organi-



ca degli scarichi, all'aumento della sedimentazione, e alla invasione di specie alloctone. Questi in aggiunta ai cambiamenti climatici che avvengono su scala globale come innalzamento del livello del mare e aumento della temperatura, potranno provocare una profonda alterazione dei popolamenti a coralligeno e fanno, pertanto, della nostra area di studio un sito critico dove valutare le conseguenze di impatti multipli.



**Fig. 3.2.3. Mappa degli impatti che interessano le località di campionamento (Farella 2012).**

A seguito di una analisi, seppure ancora non rigorosa, mediante software G.I.S (Geographical Information System) dei dati sulle attività costiere (presi da: sito della regione, registri, interviste alle cooperative di pesca, ecc.) dell'area di Taranto, è stata sviluppata una mappa (Fig. 3.2.3) dove si individuano le tipologie e le combinazioni di impatti che insistono su ogni località campionata. Qualunque risultato venga evidenzia-



to dall'analisi dei popolamenti nelle zone di studio in termini di beta diversità verrà analizzato in relazione a queste combinazioni di fattori antropici per verificare se la loro azione influisce sui popolamenti del coralligeno.

La raccolta dati e lo sviluppo grafico sono stati svolti da un dottorando (Giulio Farella) che collabora al progetto BIOMAP.

	<i>Coastal</i>	
	<i>Coral reef</i>	<i>Rocky reef</i>
Threat <sup>b</sup>	24	9
Freshwater input		
increase	1.5	1.5
decrease	0.4	0.6
Sediment input		
increase	2.8	2.0
decrease	0.4	0.0
Nutrient input <sup>d</sup>		
into oligotrophic water	2.4	1.7
into eutrophic water	1.1	1.5
Pollutant input		
atmospheric	0.9	0.5
point, organic	2.2	2.1
point, nonorganic	1.9	1.6
nonpoint, organic	1.2	2.2
nonpoint, nonorganic	0.7	2.2
Coastal engineering	2.3	1.9
Coastal development	2.9	2.5
Direct human	2.3	2.5
Aquaculture	1.8	1.9
Fishing		
demersal, destructive	1.2	2.7
demersal, nondestructive	1.6	2.9
pelagic, high bycatch	0.5	2.6
pelagic, low bycatch	0.7	2.6
aquarium	1.6	1.8
illegal/unregulated/unreported	1.0	1.2
artisanal, destructive	2.0	2.3
artisanal, nondestructive	2.5	2.1
recreational	2.1	2.6
Climate change		
sea level	2.4	1.5
sea temperature	2.8	1.9
ocean acidification	1.1	1.1
ozone/UV	0.8	0.7
Species invasion	1.5	2.5
Disease	2.2	1.8
Harmful algal blooms	1.8	1.7
Hypoxia	0.8	1.6
Ocean-based pollution	1.2	1.7
Commercial activity	1.5	1.4
Ocean mining	0.8	1.3
Offshore development	0.2	0.7
Benthic structures	0.5	1.7
Ecotourism	1.8	1.7
Summed threat	57.2	66.6
Average threat	1.5	1.8

**Fig. 3.2.2. Grafico che rappresenta il livello e le tipologie degli impatti che interessano i diversi habitat (Halpern *et al.* 2007).**

### 3.4 ANALISI DATI

Lo studio è stato eseguito con la finalità di analizzare i pattern di distribuzione del coralligeno in un tratto di costa della Puglia tenendo conto degli effetti delle pressioni antropiche presenti nell'area.

I dati raccolti sono stati analizzati con tecniche di analisi multivariata per esaminare la struttura e la composizione dei popolamenti.

La maggior parte dei metodi multivariati ha il limite di comparare la struttura dei popolamenti solo su base grafica, attraverso tecniche di classificazione ed ordinamento dei dati. In un contesto multivariato, solo poche procedure analitiche permettono l'analisi formale di ipotesi, ma sono comunque limitate dal fatto di non poter includere più di due fattori né di poter verificare eventuali interazioni che intercorrono tra i fattori del disegno sperimentale. Il superamento di tale limite avviene attraverso la procedura PERMANOVA (Anderson, 2001a) la quale è in grado di ripartire la variabilità algebrica in base alle diverse sorgenti incluse nello studio permettendo l'analisi di ipotesi in un contesto multivariato.

In questo studio, il disegno di sperimentale è stato impostato con 2 fattori: Località (Lo; 5 livelli; random) e siti (Si; 3 livelli; random; gerarchizzato in Località).

Ogni sito presenta 60 repliche fotografiche. La matrice sulla quale sono state condotte le analisi era caratterizzata da 60 variabili (taxa) per 715 unità di campionamento, in totale sarebbero dovute essere 900 ma alcune località hanno solo 2 siti invece di 3 per problematiche nate a seguito del campionamento. Durante l'analisi delle foto, infatti, si è notato che alcuni dei siti campionati non erano caratterizzati da popolamenti a coralligeno e quindi sono stati scartati. Tutte le analisi sono state effettuate utilizzando il programma informatico PRIMER (Plymouth Marine Laboratory, UK).

Al fine di esaminare cambiamenti nella struttura e nella composizione del popolamento è stata eseguita una analisi multivariata della varianza ottenuta mediante permutazioni, basata su distanze (o dissimilarità), denominata Permutational Multivariate Analyses of Variance (PERMANOVA), (Anderson 2001a; McArdle & Anderson 2001). La procedura PERMANOVA è in grado di ripartire la variabilità algebrica in base alle diverse sorgenti incluse nello studio permettendo l'analisi di ipotesi in un contesto multivariato. Le analisi sono state condotte:

- 1- su una matrice di similarità di Bray-Curtis su dati non trasformati (Bray & Curtis 1957),
- 2- su una matrice di similarità di Bray-Curtis su dati trasformati secondo radice quadrata, in modo da far emergere il contributo dei taxa meno abbondanti. La trasformazione con radice quadrata in particolare riduce il “peso” delle specie più abbondanti e aumenta il contributo specie con abbondanza bassa o intermedia (Clarke & Green 1988).
- 3- su una matrice di similarità di Jaccard che analizza la componente composizionale della comunità. La trasformazione dei dati comporta il cambiamento della scala con cui le variabili sono misurate.

La misura di similarità di Jaccard, viene utilizzata per fornire indicazioni sulla beta diversità intesa come turnover e stimata come il tasso di variazione composizionale nella struttura della comunità lungo un dato gradiente temporale o geografico. In questa misura di similarità tutti i termini hanno ugual peso. In termini probabilistici il valore ottenuto rappresenta la probabilità che una singola specie scelta a caso tra tutte le specie del data set sia presente nei campioni confrontati.

Il non-metric multi-dimensional scaling ordination (nMDS) (Kruskal & Wish 1978) è stato condotto per visualizzare i risultati ottenuti tramite PERMANOVA. Questa procedura multivariata di ordinamento permette di identificare le unità di campionamento come punti all'interno di una mappa costituita da due o tre dimensioni, in modo tale che le distanze tra i punti siano rappresentative dei valori di similarità ottenuti dalla matrice triangolare. Tale procedura analitica di ordinamento permette, quindi, di compiere osservazioni sul grado di maggiore o minore somiglianza tra le unità di campionamento sulla base dei rapporti delle distanze tra punti, ma non consente di rilevare differenze statisticamente significative. La bontà del risultato viene espressa in termini di valori di stress.

Nonostante non sia corretto da un punto di vista logico condurre test a posteriori su un fattore random, poiché la PERMANOVA ha messo in evidenza differenze significative fra località abbiamo ritenuto di voler analizzare le differenze fra località in termini di

composizione e/o abbondanza dei popolamenti influenzati da diverse combinazioni di impatti.

Successivamente è stata effettuata una analisi per quantificare le differenze nella dispersione multivariata (eterogeneità) nei popolamenti fra le diverse località (PERMDISP), (Anderson *et al.* 2006a) basata su una matrice di dissimilarità di Bray-Curtis.

Infine, la struttura dei popolamenti nelle diverse località rappresentate graficamente dalle curve di K-dominanza (Lambshead *et al.* 1983) per evidenziare eventuali dominanze.

### 3.5 BETA DIVERITA'

Al fine di quantificare diversi aspetti spaziali della biodiversità, (Whittaker 1960) ha diviso la diversità delle specie in varie componenti denominate alfa, beta e gamma.

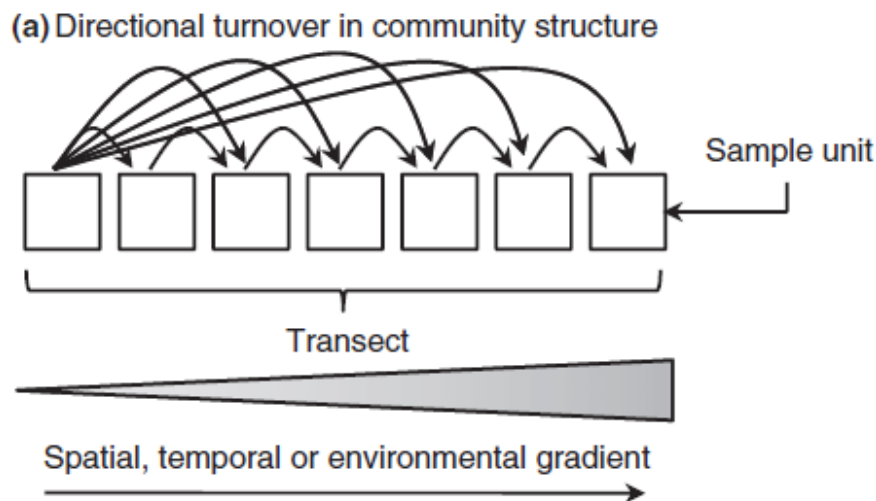
L'alfa diversità ( $\alpha$ ) descrive il numero di specie presenti su scala locale (popolamento locale), la gamma diversità ( $\gamma$ ), invece, descrive il numero totale di specie presenti in un grande area geografica definita (popolamento regionale). La beta diversità, è una misura della differenza di composizione delle specie tra due o più insiemi locali (Clarke & Lidgard 2000; Gray 2000; Whittaker 1960) o tra comunità locali e regionali (Koleff *et al.* 2003).

Gli studi di (Whittaker 1960; Whittaker 1972; Whittaker 1977), (MacArthur 1965; MacArthur 1972) e altri hanno stabilito l'importanza di individuare la beta e l'alfa diversità (il numero o la diversità delle specie all'interno di campioni di comunità), come componenti della diversità globale. Una misurazione accurata della beta diversità è importante per almeno tre motivi:

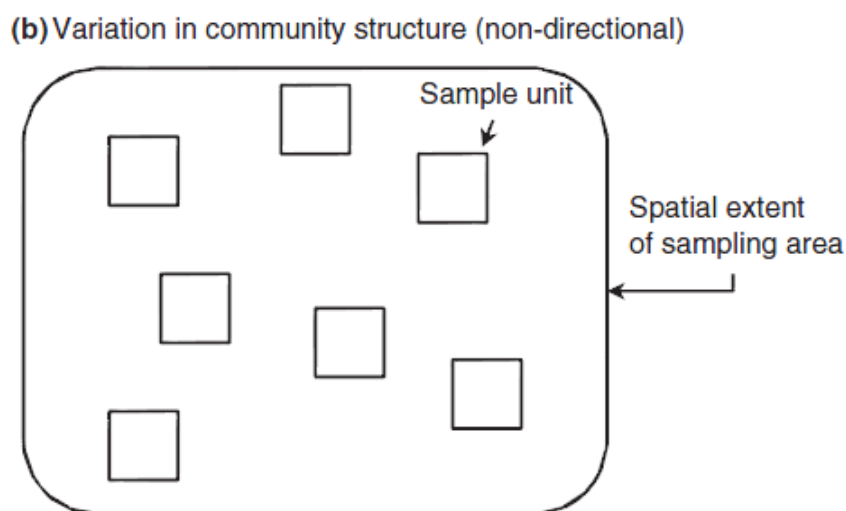
- 1 indica il grado in cui un habitat è stato ripartito tra le specie che lo abitano;
- 2 valori di beta diversità possono essere utilizzati per confrontare la diversità di habitat in differenti sistemi di studio;
- 3 beta e alfa diversità insieme permettono di misurare la diversità globale o eterogeneità biotica di un territorio (Wilson & Shmida 1984). Si distinguono due tipi di beta diversità: turnover e variazione. La concettualizzazione originale di entrambi ha chiare radici storiche in (Whittaker 1960; Whittaker 1972). Turnover (Fig. 4.1.1): l'idea è essenzialmente quella di misurare la variazione di struttura di comunità da un'unità di campio-

namento all'altra lungo un gradiente spaziale, temporale o ambientale. Per “cambiamento nella struttura della comunità”, si intende un cambiamento di identità, abbondanza relativa, biomassa e/o copertura delle singole specie.

L'altra misura di beta diversità è intesa come variazione in struttura di comunità tra un insieme di unità di campionamento (Fig. 4.1.2) all'interno di un determinato limite spaziale o temporale, o all'interno di una data categoria di un fattore (ad esempio un tipo di habitat o trattamento sperimentale).



**Fig. 4.1.1. Turnover nelle strutture di comunità lungo un gradiente (Anderson 2006).**



**Fig. 4.1.2. Variazione nella struttura della comunità tra unità di campionamento all'interno di una data area (Anderson 2006).**

La valutazione della diversità in località differenti è una misura della funzione di questi habitat. Per questo la beta diversità è ampiamente usata per valutare il grado di correla-

zione delle comunità (Anderson *et al.* 2011; Hewitt *et al.* 2005). Essa rappresenta una misura dell'isolamento del popolamento di una singola località dal pool di specie regionale.

Una bassa beta diversità (alta similarità in composizione in specie) tra siti con caratteristiche ambientali comuni può essere interpretata come evidenza del fatto che le popolazioni sono in contatto tramite dispersione (alta connettività). Tuttavia, un'alta beta diversità (bassa similarità nella composizione in specie) può fornire evidenza di isolamento solo dopo che l'influenza dei processi post-insediamento è esclusa. Così, la beta diversità è più adatta ad identificare connessioni tra popolazioni e comunità, mentre un elevato turnover di specie non implica necessariamente una assenza di connettività (Boero *et al.* 2011).

Le due classi più comunemente usate di misure di beta diversità in studi sia di turnover che di variazione sono: (1) la metrica classica, calcolata direttamente dalle misure di gamma (regionale) e alfa (locale) diversità e (2) misure multivariate, sulla base di somiglianze a coppie (coefficienti di somiglianza, dissomiglianza o distanza) tra le unità di campionamento (Anderson *et al.* 2011).

## 4. RISULTATI

### 4.1 STRUTTURA DEL POPOLAMENTO

Il campionamento ha permesso l' identificazione di un totale di 60 taxa (Appendice 1).

Il riconoscimento è avvenuto sino a livello di specie, quando possibile. Nei casi in cui non è stato possibile la classificazione si è fermata ad un livello meno spinto. L'intera lista tassonomica è riportata nell'Appendice 2.

In particolare sono stati identificati:

- 2 Ordini (Cutleriales, Dictyotales);
- 1 Sottordine (Terebellidi);
- 3 Famiglie (Dumontiaceae, Vermetidi, Serpulidi);
- 11 Generi (*Laurencia* spp., *Peyssonelia* spp., *Wrangelia* spp., *Axinella* spp., *Cliona* spp., *Phorbs* spp., *Aglophenia* spp., *Caryophyllia* spp., *Filograna* spp., *Sertella* spp., *Aplydium* spp.);
- 30 Specie (*Acetabularia acetabulum*, *Caulerpa racemosa*, *Codium bursa*, *Colpomenia sinuosa*, *Chrysomenia ventricosa*, *Dictyopteris polypodioides*, *Flabellia petiolata*, *Halimeda tuna*, *Padina pavonica*, *Pseudochlorodesmis furcellata*, *Sphaerococcus coronopifolius*, *Tricleocarpa fragilis*, *Valonia macrophysa*, *Acanthella acuta*, *Agelas oroides*, *Clathrina clathrus*, *Crambe crambe*, *Petrosia ficiformis*, *Aiptasia mutabilis*, *Balanophyllia europaea*, *Cerianthus membranaceus*, *Cladocora caespitosa*, *Leptopsammia pruvoti*, *Parazoanthus axinellae*, *Gastrochaena dubia*, *Sabella spallanzanii*, *Adeonella calveti*, *Myriapora truncata*, *Pentapora fascialis*, *Halocynthia papillosa*);

I restanti taxa sono stati aggregati in gruppi morfo-funzionali (Steneck & Dethier 1994):

- 13 Gruppi morfo-funzionali: Corallinacee incrostanti, Coralline articolate, Alghe filamentose verdi (GFA), Turf, Spugne incrostanti, Spugne massive, Spugne



massive arancio, Spugne massive nere, Spugne rosse incrostanti, Idrozoi, Briozoi eretti, Briozoi incrostanti, Briozoi ramificati sottili.

Un atlante fotografico contenente immagini rappresentative dei diversi taxa campionati può essere consultato nell'Appendice 3.

## 4.2 MODALITA' DI DISTRIBUZIONE DEL POPOLAMENTO NELL'AREA DI STUDIO

I risultati dell'analisi PERMANOVA su dati non trasformati (Tab. 4.1.1) mostrano l'esistenza di differenze significative sia a livello dei siti gerarchizzati nelle località (Pseudo- $F=18.04$ ;  $P[\text{PERM}] = 0.001$ ), che tra le località (Pseudo- $F= 3.4434$ ;  $P[\text{PERM}] = 0.003$ ). Questo risultato suggerisce una elevata variabilità del sistema.

**Tabella. 4.1.1. PERMANOVA sui dati non trasformati basata sulla matrice di Bray-Curtis.**

<i>Factors</i>			
Name	Abbrev.	Type	Levels
Location	Lo	Random	5
Site	Si	Random	3

<i>PERMANOVA table of results</i>						
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Lo	4	2.5879E5	64697	3.4434	0.003	999
Si (Lo)	7	1.3247E5	18924	18.04	0.001	996
Res	709	7.4374E5	1049			
Total	720	1.1366E6				

L'analisi delle componenti di varianza evidenzia come la scala spaziale delle unità di campionamento (cm-m) sia quella che contribuisce in maniera maggiore alla variabilità totale in esame (32.4 %). Località e siti contribuiscono con valori simili tra loro ma comunque inferiore alla scala delle unità di campionamento (17.9%, 17.3%) (Tab. 4.1.2).

**Tabella 4.1.2. Stima delle componenti di varianza relative alla PERMANOVA di Tab. 4.1.1.**

Source	Estimate	Sq.root
V(Lo)	322.71	17.964
V(Si (Lo))	296.95	17.232
V(Res)	1049	32.388

Non sorprende che la componente di variabilità più rilevante sia rappresentata dalle unità di campionamento, in quanto, diversi studi hanno mostrato come ad oggi, una delle scale di variabilità più rilevanti sia quella fra unità di campionamento che distano cm-m; questo pattern è comune sia tra gli habitat terrestri che marini (Fraschetti *et al.* 2005). Nonostante dati di letteratura spesso lo riportino, la variabilità su piccola scala non è semplicemente 'rumore' determinato da processi "stocastici". Piuttosto, è alla base della mosaicatura del popolamento caratterizzato da un insieme complesso di fattori che cambiano nello spazio e nel tempo (Coleman *et al.* 2004).

Ci sono quindi differenze significative a tutte le scale considerate e la struttura del popolamento in termini sia di specie che delle loro abbondanze relative cambia tra le località e fra siti gerarchizzati nelle Località.

Nonostante condurre test a posteriori su fattori random non sia considerato corretto da un punto di vista statistico, può comunque essere interessante per capire quali località differiscano tra loro e discutere tali differenze in termini di pressioni che operano lungo la costa. I risultati del test mostrano come non vi siano significatività nelle differenze tra le Località 1 e 4 (0.174), tra la 2 e la 5 (0.49) e tra la 3 e la 5 (0.247) (Tab. 4.1.3).

**Tabella 4.1.3. Pair-wise test sul fattore località, dati non trasformati.**

<u>PAIR-WISE TESTS</u>				
<u>Term 'Lo'</u>				
<u>Groups</u>	<u>t</u>	<u>P(perm)</u>	<u>Unique perms</u>	<u>P(MC)</u>
1, 2	2.4208	0.09	60	0.005
1, 3	2.1957	0.078	60	0.007
1, 4	1.2459	0.069	119	0.174
1, 5	1.7412	0.167	60	0.044
2, 3	1.8501	0.174	6	0.04
2, 4	2.4522	0.089	10	0.01
2, 5	0.97332	0.637	6	0.49
3, 4	2.0197	0.001	10	0.016
3, 5	1.2413	0.162	6	0.247
4, 5	1.856	0.101	10	0.035

I risultati della analisi PERMDISP, test sulla dispersione multivariata del popolamento condotta a scala dei siti, mostrano differenze significative nell'eterogeneità dei popolamenti (Fig. 4.1.4).

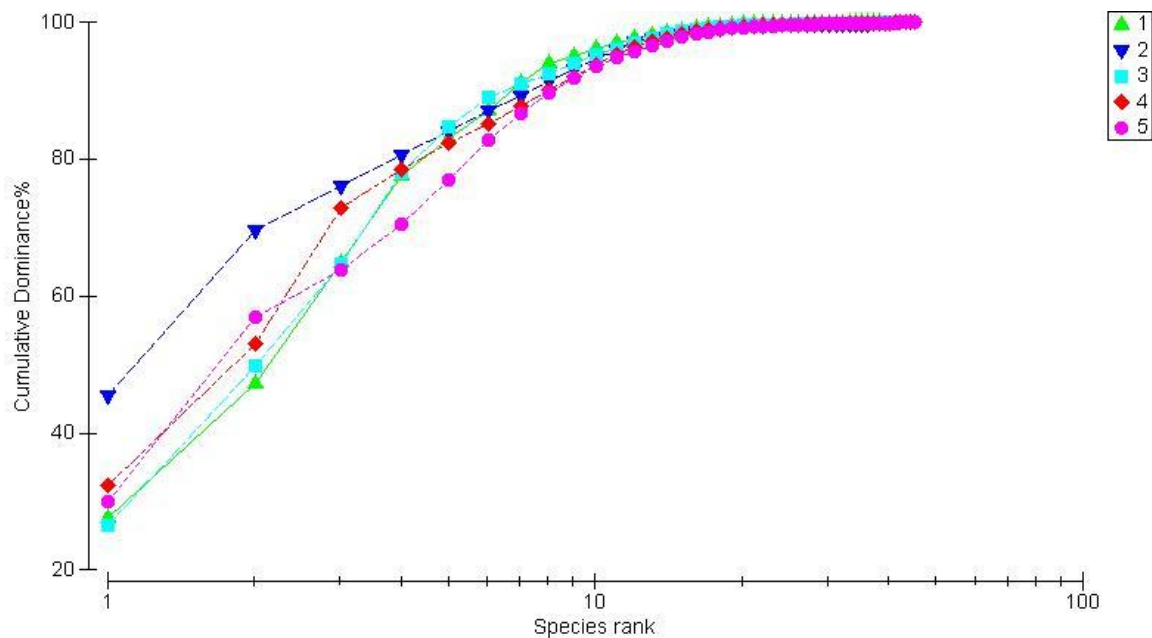
**Fig. 4.1.4. Analisi PERMDISP.**

<i>MEANS AND STANDARD ERRORS</i>			
Group	Size	Average	SE
11	65	30.693	1.0883
12	60	30.798	1.2199
13	62	34.472	1.5371
21	53	20.921	1.0555
22	60	23.744	1.6704
31	61	34.032	1.4429
32	60	29.91	1.0659
41	60	31.008	1.5151
42	60	33.051	1.258
43	60	32.188	1.2839
51	60	32.266	1.0554
52	60	29.279	1.0693

In particolare, si osserva una maggiore omogeneità nei siti della Località 2 (2.1 e 2.2) che, come mostrato in Fig. 4.1.16 (in fondo a questo capitolo), è particolarmente esposta alla condizione “porto”. I valori più alti di eterogeneità sono presentati dai siti 1.3 (34.472) e 3.1 (34.032).

La Località 3 risulta essere caratterizzata da siti con valori di eterogeneità molto diversi fra loro.

Dalla rappresentazione grafica di Fig. 4.1.5 si nota come la Località 2 oltre ad essere caratterizzata da valori più bassi di eterogeneità è anche quella in cui si osserva la dominanza tre specie con le quali raggiunge quasi l'80% dell'intero popolamento.



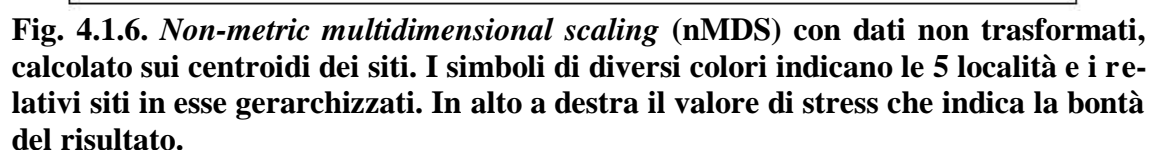
**Fig. 4.1.5. Grafico delle curve di dominanza delle diverse località comprese nello studio.**

La rappresentazione nMDS (Fig. 4.1.6) rispecchia quanto osservato dall'analisi PERMANOVA e mostra la variabilità dei popolamenti interessati dal nostro studio.

Le Località L1 e L4 presentano una elevata similarità, e sono caratterizzate da una alta dominanza della componente algale (Fig. 4.1.14) rispetto alla componente di invertebrati (Fig. 4.1.15). Le coralline articolate, le GFA, le *Wrangelia*, e le Dictyotales sono i taxa più rappresentativi. Si può interpretare la presenza di questi gruppi come una risposta a disturbi antropici quali scarichi urbani o input di nutrienti che determinano cambiamenti simili nella struttura dei popolamenti nonostante si trovino in località diverse (Fig. 4.1.16). Fig. 4.1.14 mostra come la Località 1, sebbene caratterizzata da una minor componente algale rispetto a quella della Località 4, è contraddistinta da una elevata copertura di *Caulerpa* (Fig. 4.1.13) che, come sappiamo, è un'alga invasiva capace di insediarsi sui popolamenti algali tipici del coralligeno (e.g. *Peyssonelia* e *Lithophyllum*) e causare cambiamenti degli stessi, portando ad una riduzione della biodiversità (Piazzi 2007).

La Località 3 risulta essere segregata rispetto alle altre località con i siti caratterizzati da elevata similarità, contraddistinti da taxa quali *Pentapora fascialis*, *Crambe crambe* e *Sphaerococcus coronopifolius*. Si tratta quindi di un popolamento decisamente più tridimensionale paragonato ai precedenti. La Fig. 4.1.12 mostra come L3 presenti una ele-

Infine per quanto riguarda L5, il popolamento del sito 2 è notevolmente differente dal sito 1, risulta , tuttavia, simile al popolamento della Località 2. Queste dissimilarità al momento risultano difficile da spiegare, tenuto presente che non abbiamo analizzato alcuna componente abiotica che in qualche modo possa influenzare i diversi popolamenti.



70

località risultano significativi e le componenti di varianza confermano un elevato contributo a scala delle unità di campionamento (Tab. 4.1.7).

**Tabella. 4.1.7. PERMANOVA con dati trasformati basata sulla matrice di dissimilarità di Bray-Curtis.**

<i>PERMANOVA table of results</i>							
Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms	P(MC)
Lo	4	1.7097E5	42742	3.2542	0.001	997	0.001
Si(Lo)	7	92606	13229	17.971	0.001	997	0.001
Res	709	5.2193E5	736.15				
Total	720	7.8666E5					

*Estimates of components of variation*

Source	Estimate	Sq.root
V(Lo)	208.13	14.427
V(Si(Lo))	207.54	14.406
V(Res)	736.15	27.132

Differenze importanti con i risultati precedenti si osservano, invece, nel plot nMDS (Fig. 4.1.8).

In questo caso, i siti delle Località 1 e 4, sebbene ancora piuttosto distanziati, risultano segregati in base alla Località di appartenenza. In particolare il sito 4.1 mostra maggiori differenze rispetto ai siti 4.2 e 4.3. La Località 3 presenta differenze rispetto alle altre località se pure minori rispetto al plot precedente. La Località 2 presenta una maggior variabilità tra i 2 siti rispetto alla analisi precedente.

Le condizioni della Località 5 paiono, invece, invariate; i siti sono ancora molto distanti e il 5.2 conferma l'elevata similarità già evidenziata con la Località 2.





Le differenze tra siti gerarchizzati nelle Località e tra le Località sono significative e le componenti di varianza sono molto elevate fra le unità di campionamento. Il contributo delle altre due componenti risultano egualmente importanti.

Il test a posteriori (Tab. 4.1.10) mostra esiti diversi rispetto alle analisi precedenti, con differenze non significative che riguardano le Località 2 e 5, 3 e 4 e 4 e 5 (di poco non significativo).

**Tabella 4.1.10. PAIR-WISE TEST con misura di dissimilarità di Jaccard e dati trasformati.**

<u>PAIR-WISE TESTS</u>				
<u>Term 'Lo'</u>				
Groups	t	P (perm)	Unique perms	P (MC)
1, 2	2.2533	0.0958	60	0.0014
1, 3	2.242	0.0796	60	0.0014
1, 4	1.6327	0.043	118	0.0158
1, 5	1.8347	0.0878	60	0.0076
2, 3	1.8445	0.1688	6	0.0122
2, 4	1.7204	0.1004	10	0.0102
2, 5	1.2297	0.335	6	0.2014
3, 4	1.169	0.2006	10	0.2428
3, 5	1.6386	0.169	6	0.0288
4, 5	1.4446	0.1056	10	0.0546

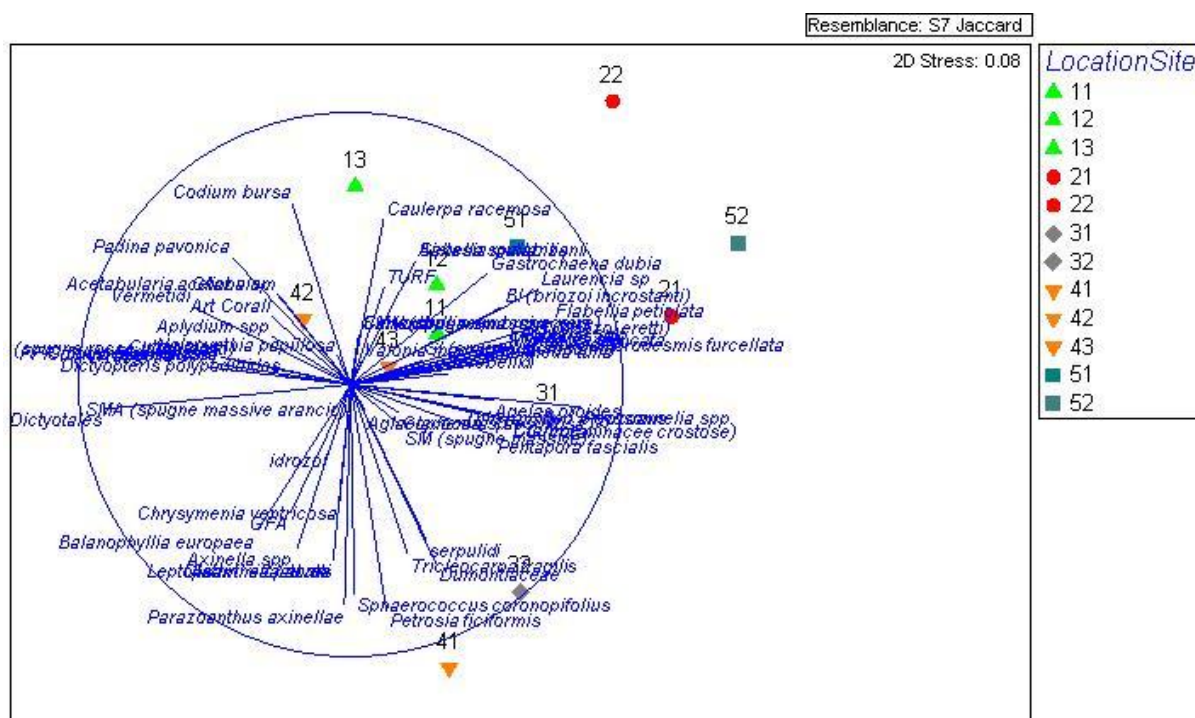
L'nMDS rispecchia le modifiche osservate in quest' ultima analisi (Fig. 4.1.11).

I tre siti della Località 1 assieme ai siti 4.2 e 4.3 sono più simili fra di loro da un punto di vista compositivo e sono caratterizzati da un maggior numero di taxa algali. Il sito 4.1 risulta invece molto segregato e caratterizzato da un popolamento ad elevata diversità (*Parazoanthus axinellae*, *Balanofilla europea*, *Petrosia ficiformis*, *Tricleocarpa fragilis*, ecc.), a conferma di quanto già detto sulla presenza di un minor numero di presioni.

I siti 3.1 e 3.2 in questa analisi sembrano essere caratterizzati da maggiori dissimilarità in termini compositivo anche se tendono a segregare con le località verosimilmente soggette a minor impatti antropici.

Infine i siti delle Località 2 e 5 sono separati e distanti sia tra loro che rispetto al resto delle zone campionate.

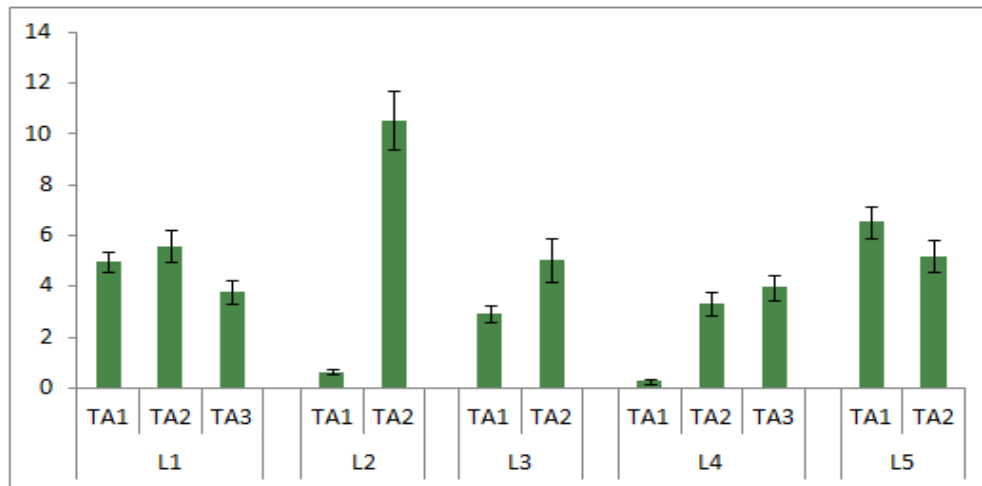
Ciò conferma l'elevata variabilità e la innegabile mosaicatura dei popolamenti del Golfo di Taranto. In altre parole, la composizione varia in modo significativo tra le diverse località e nonostante la elevata variabilità osservata, diverse pressioni hanno come conseguenza la comparsa di specie/gruppi diversi.



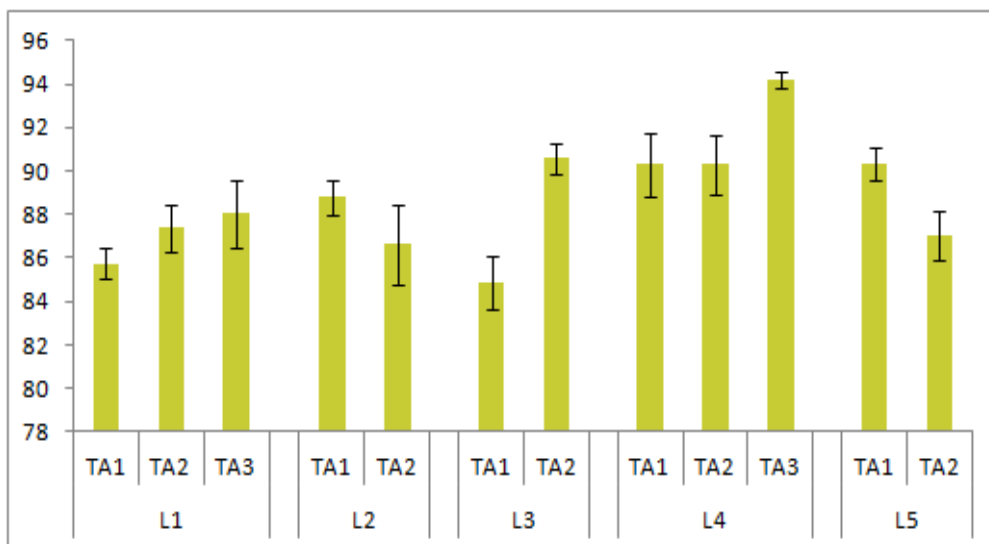
**Fig. 4.1.11. Non-metric multidimensional scaling (nMDS) con dati trasformati ed utilizzando l'indice di Jaccard calcolato sui centroidi dei siti. I simboli di diversi colori indicano le 5 località e i relativi siti in esse gerarchizzati. In alto a destra il valore di stress che indica la bontà del risultato.**



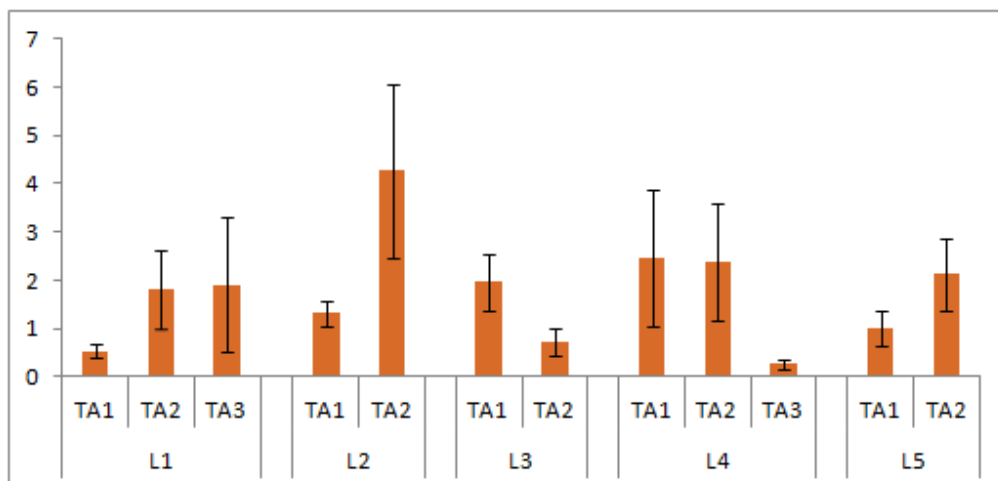
**Fig. 4.1.12. Numero medio dei taxa nei diversi siti (Siti=TAx; Località=Lx).**



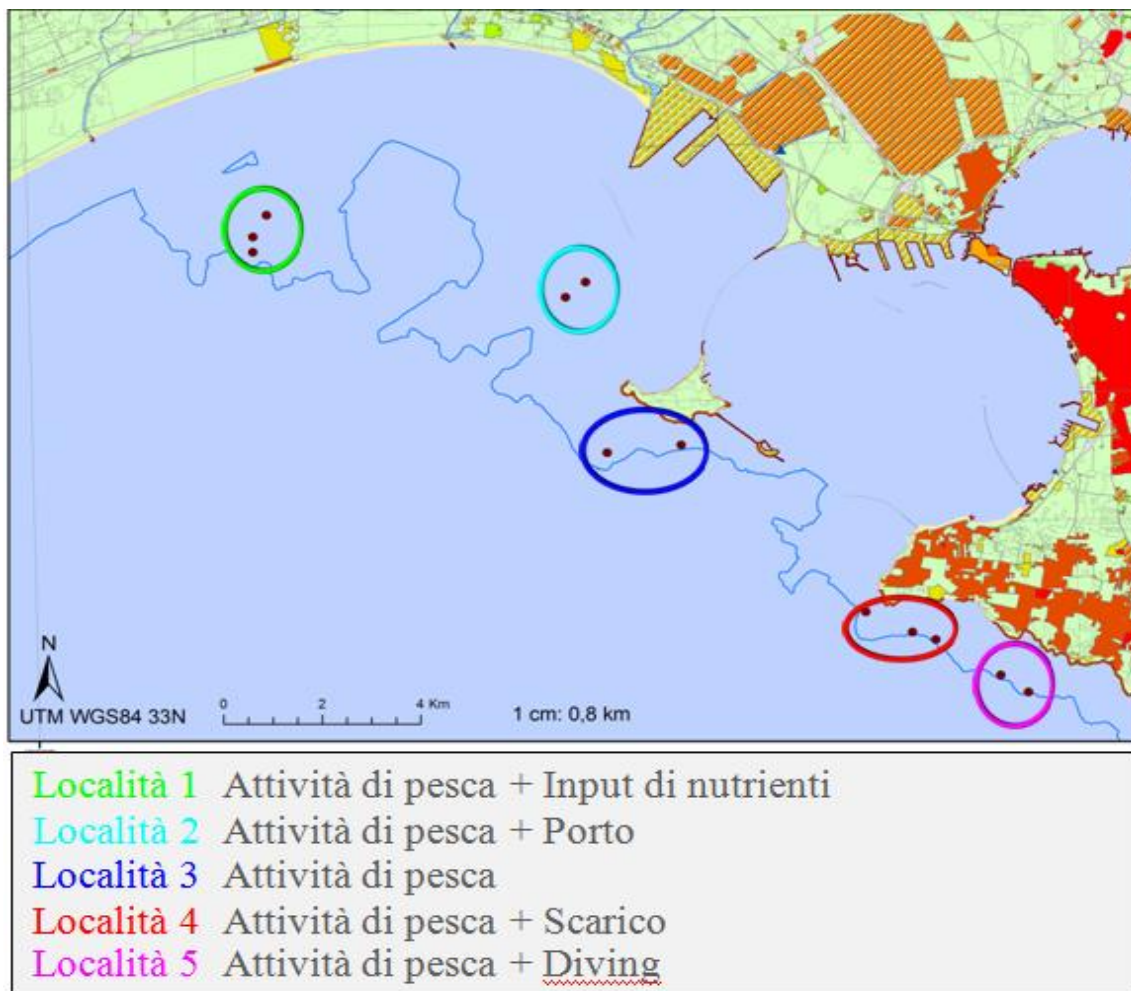
**Fig. 4.1.13.** Copertura media di *Caulerpa racemosa* nei diversi siti (Siti = TAx; Località = Lx).



**Fig. 4.1.14.** Numero medio dei taxa algali nei diversi siti (Siti = TAx; Località = Lx).



**Fig. 4.1.15.** Numero medio dei taxa degli organismi invertebrati nei diversi siti (Siti = TAx; Località = Lx).



**Fig. 4.1.16.** Mappa degli impatti che interessano le Località di campionamento (Farella 2012).

## 5. DISCUSSIONE

Ad oggi, è generalmente riconosciuto che le attività antropiche possono determinare cambiamenti significativi nella struttura dei popolamenti bentonici delle aree che ricadono nella loro influenza. Numerosi studi in varie parti del mondo (Airoldi & Beck 2007; Gray *et al.* 1990; Strain & Craig 2011; Thrush *et al.* 2006; Thrush *et al.* 1998) hanno mostrato come l'instaurarsi di attività economiche e la relativa creazione di impianti, strutture artificiali, e sviluppo urbano ad esse correlate, inducano forti modificazioni nei pattern naturali di distribuzione delle diverse specie. Negli ultimi decenni lungo le coste del Mediterraneo lo sviluppo economico, urbanistico ed industriale ha comportato un incessante aumento ed una proliferazione di attività antropiche. Questa crescita, comporterà un aumento di tutti gli effetti di alterazione sui popolamenti dei diversi habitat e un conseguente aumento della vulnerabilità degli ecosistemi naturali. Modifica, frammentazione e perdita di habitat sono ampiamente considerate alcune delle minacce più gravi alla diversità a livello globale (Sih *et al.* 2000). I maggiori effetti dovuti agli stress indotti da attività antropiche sono l'incremento o la diminuzione dell'abbondanza di talune specie, e il cambiamento in termini di distribuzione presenza/assenza di specie rare (Gray *et al.* 1990).

Le coste della regione Puglia, come buona parte delle aree costiere del Mediterraneo, sono, o saranno nei prossimi anni, interessate da un intenso sviluppo urbano ed industriale. Il golfo di Taranto può essere considerato un eccellente caso di studio, e pertanto una analisi degli effetti e delle interazioni delle diverse attività antropiche sui popolamenti a coralligeno presenti, potrà mostrarci quali criticità e quali modifiche sarà plausibile riscontrare in futuro anche in quelle aree che oggi risultano ancora poco antropizzate. In base alle mie conoscenze questo è il primo lavoro che ha come scopo quello di esaminare tali modificazioni in quest'area ed, in generale, studi sistematici sugli effetti di diverse forme di disturbo a livello di un singolo habitat sono poco frequenti.

Dall'analisi dei dati raccolti risulta che il coralligeno delle diverse località studiate nell'area di interesse, è caratterizzato da elevata variabilità in termini di struttura del popolamento, già alla più piccola scala spaziale indagata, quella delle repliche. Tale variabilità, secondo l'ipotesi formulata in questo studio, può essere causata da una combina-

zione di processi diversi, che operano a scale differenti. Certamente, le attività antropiche presenti nell'area di studio, sia singolarmente che in combinazione tra loro, aggiungono una sorgente ulteriore di variabilità, plausibilmente determinando cambiamenti diversi a seconda del tipo di attività che insiste nelle diverse aree.

Diversi studi hanno già dimostrato che gli impatti antropici causano una diminuzione della biodiversità (Beatley 1991; Gray 1997) ed è quindi verosimile sostenere che il popolamento a coralligeno del golfo di Taranto risulta potenzialmente degradato rispetto ad aree oggi meno antropizzate. Tuttavia, visto che in questo studio non è stato possibile individuarne di non antropizzate, mancano località di controllo che ci permettano per comprendere quanto i popolamenti in esame siano diversi rispetto ad aree meno impattate. Nonostante ciò, potrà dimostrarsi utile ed interessante, in un'ottica di gestione integrata della zona costiera, valutare come le diverse Località rispondano alle differenti pressioni.

Generalmente si riscontra una differenza evidente nei popolamenti a seconda della tipologia e dell'interazione dei diversi impatti. La Località 3 è, tra quelle analizzate in questo studio, quella che risulta possedere il popolamento più eterogeneo. Anche se i due siti che la compongono mostrano tra loro una certa dissimilarità in termini composizionali, entrambi tendono a segregare rispetto ai siti delle altre località. Il coralligeno che si osserva è contraddistinto dalla presenza di taxa quali *Pentapora fascialis*, *Crambe crambe*, Corallinacee incrostanti e *Sphaerococcus coronopifolius*. Si tratta quindi di un popolamento decisamente tridimensionale rispetto ai popolamenti osservati nelle altre zone campionate. Tale tendenza può essere in parte spiegata se si considera che ci troviamo in un'area soggetta tendenzialmente ad una sola tipologia di impatto, dovuto ad attività di pesca poco controllata ma meno intensa che in altre zone (da comunicazione con i locali), al contrario di quanto avviene per le altre aree analizzate dove insistono diverse attività antropiche. Inoltre se si osserva la posizione di questa Località di campionamento si nota che è situata a ridosso dell'isola di San Pietro. E' plausibile ipotizzare che tale ubicazione riparata fornisca una qualche protezione al coralligeno che vi si trova; ad esempio dal traffico navale (escluso, naturalmente, quello inerente alla pesca). In aggiunta l'area in questione ricadeva all'interno di una zona militare; soggetta, pertanto, a particolari norme che ne regolavano e limitavano la frequentazione. Oggi parte

di questa zona è stata integrata in un SIC. E' interessante notare come il sito 3.1, che ricade all'interno di quest'area protetta, mostri il popolamento più eterogeneo di tutto studio.

Nonostante sia ben documentato come le attività di pesca possano modificare i sistemi bentonici determinando una riduzione delle abbondanze delle specie e della eterogeneità dei popolamenti (Thrush *et al.* 1998), si può affermare che, in confronto alle altre, la località 3 risulta la meno impattata dalle attività antropiche e che il coralligeno qui osservato è il meno degradato.

Anche la Località 1 mostra una chiara caratterizzazione del popolamento; la componente algale, (coralline articolate, le GFA, le *Wrangelia*, e le Dictyotales sono i taxa più rappresentativi) è sicuramente dominante rispetto a quella a invertebrati. Questa composizione è potenzialmente legata alla presenza di fonti di impatto dovuti ad un input di nutrienti in grado di determinare tali modificazioni. Certamente la mancanza di replicazione nello spazio (almeno una seconda località esposta a condizioni simili) rappresenta un limite alle nostre conclusioni.

Complessivamente, i risultati ottenuti mostrano che alcuni siti o località esaminate non presentano cambiamenti interpretabili come nei due casi visti in precedenza e spesso si osservano differenze significative tra siti appartenenti ad una stessa località plausibilmente esposta alle stesse condizioni. La variabilità fra siti ad una distanza di circa 100 m l'uno dall'altro è un pattern molto comune nei sistemi naturali e nonostante tali siti siano soggetti alle stesse combinazioni di impatto i cambiamenti sia nella composizione che nella abbondanza delle specie può dare origine a modificazioni diverse. A titolo di esempio, le località 4 e 5 mostrano i siti molto diversi fra di loro.

Dalle analisi, pertanto, emerge che i popolamenti di siti distanti poche centinaia di metri e sottoposti a simili combinazioni di pressioni antropiche possano essere molto dissimili. È ipotizzabile che vi siano diversi fattori coinvolti nei pattern di distribuzione di questo popolamento in grado di determinare tali differenze e risulta, pertanto, necessario recuperare informazioni aggiuntive riguardanti, ad esempio, dati abiotici e caratterizzazione del substrato. A tal proposito, sebbene siano stati raccolti dati sulla complessità, altre informazioni quali esposizione al fronte d'onda e la presenza di rilievi o barriere artificiali possono risultare importanti in relazione a studi sulle correnti marine per ottenere una definizione di dettaglio dell'area di studio.

In aggiunta, processi biologici come reclutamento, competizione e predazione sono certamente in grado di contribuire a determinare le differenze osservate.

E' tuttavia vero anche il risultato opposto: alcuni siti di località diverse, sottoposti potenzialmente a diversi impatti antropici, sono caratterizzati da popolamenti simili.

È il caso del sito 4.1; esso ricade parzialmente in un SIC e presenta un popolamento simile a quello della Località 3 (anch'esso soggetto ad una qualche forma di tutela, almeno in un recente passato). Pur sottoposti ad impatti diversi, rispettivamente scarico urbano e pesca, mostrano entrambi un popolamento tridimensionale caratterizzato sia da una importante componente algale sia da invertebrati. È plausibile ipotizzare che vista la distanza superiore ai 100 m tra il sito 4.1 rispetto al 4.2 e 4.3, esso risenta meno della presenza dello scarico. Questo aspetto potrà essere chiarito solo con indagini aggiuntive che prendano in considerazione anche questi fattori.

È inoltre utile notare come invece i siti 4.2 e 4.3 mostrino un popolamento assimilabile a quello della Località 1, con una componente algale più dominante sicuramente legata alla presenza di scarichi urbani ed all'input di nutrienti, a conferma che disturbi simili possano generare cambiamenti simili.

Infine anche nella Località 5 si osservano popolamenti molto diversificati. Il sito 5.2 in particolare risulta simile al sito 2.2, quindi il coralligeno risulta degradato e soggetto ad un forte disturbo. Il sito 5.1 presenta segni di disturbi meno forti: si trova prossimo ad un SIC e ad un poligono di tiro di una zona militare.

A Taranto, la presenza del porto combinato ad una pesca molto intensa sembra determinare nei popolamenti che la caratterizzano una elevata omogeneità, la più alta dell'intera area di campionamento. Tale combinazione sembra essere quella in grado di comportare maggiori effetti di disturbo sul coralligeno. I siti 2.1 e 2.2 mostrano, in aggiunta ad una evidente segregazione rispetto alle altre località, di essere anche caratterizzati da popolamenti diversi. La differenza più importante è l'abbondante presenza nel sito 2.2 di *Caulerpa*. Questa specie invasiva, rappresenta una minaccia importante per le comunità del coralligeno nel Mediterraneo in quanto forma densi tappeti persistenti in grado di intrappolare sedimenti con il conseguente soffocamento delle specie che caratterizzano il coralligeno (Piazzi *et al.* 2007).



Come precedentemente già sostenuto, essendo questo uno dei primi studi che si occupa di tali tematiche in questa determinata area, risente della mancanza di informazioni pregresse quali: studio delle correnti, caratterizzazione e morfologia del substrato, struttura dei popolamenti in tempi storici, che avrebbero permesso una miglior caratterizzazione e descrizione delle modifiche subite dal coralligeno ad opera di disturbi antropici. È soprattutto importante ricordare che non essendo state analizzate le variabili abiotiche, sicuramente responsabili di una parte della variabilità dei popolamenti bentonici, le considerazioni finali formulate non sono da considerarsi conclusive, bensì possono essere un fondamentale punto di partenza per strutturare nuove e più specifiche indagini nell'area. Se, eventualmente, saranno svolti studi futuri è fortemente raccomandabile una analisi dei fattori abiotici. Infatti, sebbene alcune di tali componenti avranno una influenza minore rispetto agli impatti antropici che insistono nell'area, vi sono alcuni aspetti che, per la particolare struttura che caratterizza il coralligeno, non possono essere trascurati. In particolare risulta decisamente interessante l'analisi dei pattern di sedimentazione. I popolamenti a coralligeno sono molto influenzati dalla sedimentazione, in quanto, a seconda del livello di irraggiamento che raggiunge il fondale, si potranno osservare popolamenti caratterizzati da specie algali diverse (Ballesteros 2006). Il Golfo di Taranto, è caratterizzato da differenti tipologie di costa: bassa e sabbiosa nella parte nord ed alta e rocciosa nella parte sud. Viste la presenza di questi elementi distintivi si renderà necessario valutare quanta della variabilità totale riscontrata nei popolamenti è da imputare agli stress antropici e quanta invece è dovuta alla variabilità delle condizioni naturali preesistenti.

In conclusione da questo studio emergono alcune informazioni inerenti i pattern di distribuzione del popolamento a coralligeno nell'area del golfo di Taranto e alla possibile influenza di diverse fonti di impatto. Diverse sono le combinazioni di impatto analizzate e tutte causano modifiche ai popolamenti. L'area di studio risulta interessata da attività antropiche ad un livello tale da scoraggiare qualunque messa in opera di azioni di ripristino dei popolamenti, visto che prima di iniziare un tale processo è necessario ridurre o annullare tutte le attività che causano i suddetti impatti. Tuttavia è evidente che nonostante tali pressioni ci sono ancora popolamenti caratterizzati da minori segni di distur-

bo (zona Cheradi) tali da far supporre che sia possibile attuare alcune semplici misure mitigative come ad esempio limitare le attività di pesca o le attrezzature più distruttive, e tentare di diminuire gli scarichi urbani e l'apporto di nutrienti.

La combinazione di impatto i cui effetti hanno operato le maggiori modificazioni sui popolamenti naturali è “porto x pesca”. La presenza di un porto quindi risulta decisamente importante quando si prendono in considerazione l'analisi delle specie presenti nei popolamenti a coralligeno. Un aspetto importante su cui indagare in futuri studi è se effettivamente l'impatto è dovuto solamente alla presenza del porto o se invece vi sono differenze dovute alle sue dimensioni. Numerosi sono i porti presenti lungo le coste della Puglia, ma la maggior parte hanno dimensioni decisamente inferiori a quello di Taranto. Sviluppi urbani futuri potrebbero portare ad un aumento delle dimensioni, e di conseguenza del traffico navale, di una buona parte di queste aree con un impatto sul coralligeno decisamente importante. I risultati ottenuti potrebbero aiutare gli organi competenti a selezionare modalità di espansione urbana ed industriale che tengano conto delle conseguenze di tale sviluppo sugli ambienti naturali costieri della Puglia.

## 6. BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., CIESM. (2002). In Alien marine organism introduced by ships in the Mediterranean and Black seas. *CIESM Workshop Monographs*, **20**, 5–17.
- Abdulla A., Gomei M., Hyrenbach D., Notarbartolo-di-Sciara G., Agardy T. (2009). Challenges facing a network of representative marine protected areas in the Mediterranean: prioritizing the protection of underrepresented habitats. *ICES Journal of Marine Science*, **66**, 22–28.
- Airoidi L., Balata D., Beck M. W. (2008). The gray zone: relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **366**, 8–15.
- Airoidi L., Beck M. W. (2007). Loss, status and trends for costal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology*, **45**, 345–405.
- Anderson M. J. (2001a). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust. Ecol.*, **26**, 32–46.
- Anderson M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, **60**, 245–253.
- Anderson M. J., Crist T. O., Chase J. M., Vellend M., Inouye B. D., Freestone A. L., Sanders N. J., Cornell H. V., Comita L. S., Davies K. F., Harrison S. H., Kraft N. J. B., Stegen J. C., Swenson N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*.
- Anderson M. J., Ellingsen K. E., McArdle B. H. (2006a). Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.*, **9**, 683–693.
- Balata D., Piazzì L., Benedetti-Cecchi L. (2007a). Sediment disturbance and loss of beta diversity on subtidal rocky reefs. *Ecology*, **88**, 2455–2461.
- Baldacconi R., Corriero G. (2008). Effects of the spread of the alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* on the sponge assemblage from coralligenous concretions of the Apulian coast (Ionian Sea, Italy). *Marine Ecology*, **30**, 337–345.
- Ballesteros E. (1991b). Structure of a deep-water community of *Halimeda tuna* (Chlorophyceae, Caulerpales) from the northwestern Mediterranean. *Collectanea Botanica*, **20**, 5–21.
- Ballesteros E. (2003). The coralligenous in the Mediterranean Sea: Definition of the coralligenous assemblage in the Mediterranean, its main builders, its richness and key role in benthic ecology as well as its threats. Project for the preparation of a Strategic

Action Plan for the Conservation of the Biodiversity in the Mediterranean Region (SAP BIO). *UNEP-MAP-RAC/SPA*, 87.

Ballesteros E. (2006). Mediterranean coralligenous assemblages: a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology*, **44**, 123–195.

Beatley T. (1991). Protecting biodiversity in coastal environments. Introduction and overview. *Coast. Manage.*, **19**, 1–19.

Beck M. W., Odaya M. (2001). Ecoregional planning in marine environments: identifying priority sites for conservation in the northern Gulf of Mexico. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, **11**, 235–242.

Bellan-Santini D., Bellan G., Bitar G., Harmelin J. G., Pergent M. (2002). Handbook for interpreting types of marine habitat for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest. *UNEP-MAP RAC/SPA, Tunis*, 227.

Bellwood D. R., Hughes T. P., Folke C., Nystrom M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, **429**, 827–833.

Berkes F. (2003). Navigating social–ecological systems: building resilience for complexity and change. *Cambridge University Press*.

Bianchi C. N., Morri C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin*, **40**, 367–376.

Bianchi C. N., Morri C., Navone A. (2010 ). The biological assemblages of submerged rocky reefs in the Marine Protected Area of Tavolara Punta Coda Cavallo (northeast Sardinia, Italy). *Scientific Reports of the Port-Cros National Park*, **24**, 39–85.

Bianchi C. N., Pronzato R., Cattaneo-Vietti R., Benedetti-Cecchi L., Morri C., Pansini M., Chemello R., Milazzo M., Frascetti S., Terlizzi A., Peirano A., Salvati E., Benzoni F., Calcinai B., Cerrano C., Bavestrello G. (2004). Mediterranean marine benthos: a manual of methods for its sampling and study. Hard Bottoms. *Biol. Mar. Medit.*, **11**, 185–215.

BIOMAP (2007-2013) (progetto BIOcostruzioni Marine in Puglia) <http://biomapping.it/index>. In.

Boero F., Cerrano C., Abbiati M., Benedetti-Cecchi L., Badalamenti F., Zane L., Chemello R. (2011) Biocostruzioni costiere: struttura, funzione, e gestione. In. (Ed. dUE-dRDplU Ministero dell'Istruzione, l'Alta Formazione Artistica, Musicale e Coreutica e per la Ricerca Direzione Generale per il Coordinamento e lo Sviluppo della Ricerca).

Boudouresque C. F. (2004a). Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, **20**, 97–146.

Boudouresque C. F., Meinesz A., Ballestreros E., Ben Maiz N., Boisset F., Cinelli F., Cirik S., Cormaci M., De Grissac J. A., Laborel J., Lanfranco E., Lundberg A., Mayhoub H., Panayotidis P., Semroud S., Sinnassamy J. M., Span A. (1990). Livre Rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. *MAP Technical Report Series, UNEP/IUCN/GIS Posidonie, Athens*, **43**, 250.

Boudouresque C. F., Ribera M. A. (1994). Les introductions d'espèces végétales et animales en milieu marin. Conséquences écologiques et économiques et problèmes législatifs. *First international workshop on Caulerpa taxifolia, Boudouresque, Meinesz and Gravez eds., GIS Posidonie publ., Marseilles*, 29–102.

Bray J. R., Curtis J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, **27**, 325–349.

Breitburg D., Seitzinger S., Sanders J. (1999). Front matter. *Limnol. Oceanogr.*, **44**.

Breitburg D. L., Riedel G. F. (2005). Multiple stressors in marine systems. In: Crowder LB, Norse EA, editors. *Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity*, Washington, D.C.: Island Press 167–182.

Bressan G., Babbini L. (2001). Marine biodiversity of Italian coast: Corallinales of the Mediterranean Sea: guide to the identification. *Biol. Mar. Medit.*, **10 (suppl. 2)**, 237.

Bruno J. F., Selig E. R., Casey K. S., Page C. A., Willis B. L., Harvell C. D., Sweatman H., Melendy A. M. (2007). Thermal stress and coral cover as drivers of coral disease outbreaks. *PLoS Biology*, **5**, 1220–1227.

Bryant D., Burke L., McManus J. W., Spalding M. (1998). Reefs at risk: a map-based indicator of threats to the world's coral reefs. *World Resources Institute, Washington, DC*.

Bulleri F., Benedetti-Cecchi L., Acunto S., Cinelli F., Hawkins S. J. (2002). The influence of canopy algae on vertical patterns of distribution of low-shore assemblages on rocky coasts in the northwest Mediterranean. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **267**, 89–106.

Bussotti S., Fraschetti S., Terlizzi A., Pagliara R., Matinato L., Pierri C., Boero F. 'Il Benthos Dei Mari Italiani, schede descrittive.' Laboratorio di Zoologia e Biologia Marina, Stazione di Biologia Marina di Porto Cesareo, Museo dell'Ambiente Università di Lecce CoNISMa.

Cardillo M., Purvis A., Sechrest W., Gittleman J. L., Bielby J., Mace G. M. (2004). Human population density and extinction risk in the world's carnivores. *PLoS ONE Biology*, **2**, 197.

- Cavanagh R. D., Gibson C. (2007). Overview of the conservation status of cartilaginous fishes (Chondrichthyans) in the Mediterranean Sea. *IUCN Species Survival Commission; IUCN, Centre for Mediterranean Cooperation. Gland, IUCN*, 42.
- Cerrano C., Bavestrello G., Bianchi C. N., Cattaneo-Vietti R., Bava S. (2000). A catastrophic mass-mortality episode of Gorgonians and other organisms in the Ligurian Sea (North-western Mediterranean), summer 1999. *Ecology Letters*, **3** (4), 284–293.
- Chapin F. S., Zavaleta E. S., Eviner V. T., Naylor R. L., Vitousek P. M., Reynolds H. L., Hooper D. U., Lavorel S., Sala O. E., Hobbie S. E., Mack M. C., Diaz S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405**, 234–242.
- Clarke A., Lidgard S. (2000). Spatial patterns of diversity in the sea: bryozoan species richness in the North Atlantic. *J. Anim. Ecol.*, **69**, 799–814.
- Clarke K. R., Green R. H. (1988). Statistical design and analysis for a ‘biological effects’ study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **46**, 213–226.
- Claudet J., Fraschetti S. (2010). Human-driven impacts on marine habitats: A regional meta-analysis in the Mediterranean Sea. *Biological Conservation*, **143**, 2195–2206.
- Coleman M. A., Browne M., Theobalds T. (2004). Aggregation as a defense: limpet tenacity changes in response to simulated predator attack. *Ecology*, **85**, 1153–1159.
- Coll M., Piroddi C., Albouy C., Ben F., Lasram R. C., William W. L., Christensen V. K., Vasiliki S., Guilhaumon F., Mouillot D., Paleczny M., Palomares M. L., Steenbeek J., Trujillo P., Watson R., Pauly D. (2011). The Mediterranean Sea under siege: spatial overlap between marine biodiversity, cumulative threats and marine reserves. *Global Ecology and Biogeography*.
- CoNISMa (2010) BIOMAP, Mappatura delle biocostruzioni marine pugliesi. In. (Eds ULdRd Bari, ULdRd Lecce and C-ITd Taranto).
- Costanza R., Mageau M. (1999). What is a healthy ecosystem? . *Aquatic Ecology*, **33**, 105–115.
- Costello M. J., Coll M., Danovaro R., Halpin P., Ojaveer H., Miloslavich P. (2010). A census of marine biodiversity knowledge, resources and future challenges. *PLoS ONE*, **5**.
- Crain C. M., Kroeker K., Halpern B. S. (2008). Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters*, **11**, 1304–1315.
- Crowder L. B., Osherenko G., Young O. R., Airame S., Norse E. A., Baron N., Day J. C., Bouvere F., Ehler C. N., Halpern B. S., Langdon S. J., McLeod K. L., Ogden J. C., Peach R. E., Rosenberg A. A., Wilson J. A. (2006). Sustainability—resolving mismatches in US ocean governance. *Science*, **313**, 617–618.

- Damiani V., Bianchi C. N., Ferretti O., Bedulli D., Morrici C., Viel M., Zurlini G. (1988). Risultati di una ricerca ecologica sul sistema marino costiero pugliese. *Thalassia Salent*, **18**, 153–169.
- Deter J., Descamp P., Ballesta L., Boissery P., Holon F. (2012). A preliminary study toward an index based on coralligenous assemblages for the ecological status assessment of Mediterranean French coastal waters. *Ecological Indicators*, **20**, 345–352.
- Dethier M. N., Graham E. S., Cohen S., Tear L. M. (1993). Visual versus random-point percent cover estimations: ‘objective’ is not always better. *Mar Ecol Prog*, **96**, 93–100.
- Dobson A., Lodge D., Alder J., Cumming G. S., Keymer J., Mcglade J., Mooney H., Rusak J. A., Sala O., Wolters V., Wall D., Winfree R., Xenopoulos M. A. (2006). Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology*, **87**, 1915–1924.
- Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z. I., Knowler D. J., Leveque C. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol.*, **81**, 163–182.
- Dulvy N. K., Rogers S. I., Jennings S., Stelzenmüller V., Dye S. R., Skjoldal H. R. (2008). Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *Journal of Applied Ecology* **45**.
- Dulvy N. K., Sadovy Y., Reynolds J. D. (2003). Extinction vulnerability in marine populations. *Fish Fish*, **4**, 25–64.
- EEA (2006). European Environment Agency, Regulation (EC) 1967/2006 of the Council of 21 December 2006 concerning management measures for the sustainable exploitation of fishery resources in the Mediterranean Sea. *Official Journal of the European Union*.
- Farella G. (2006–2007) Interazioni tra la calcispongia aliena *Paraleucilla magna* e bivalvi eduli di interesse commerciale nei mari di Taranto. UNIVERSITÀ DI PISA, FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE, FISICHE E NATURALI, Corso di Laurea Specialistica in Biologia Marina.
- Farella G. (2012) The effects of multiple stressors on bioconstructors. Università del Salento, Laboratorio di Ecologia e Biologia Marina, Progetto BIOMAP.
- Feldmann J. (1937). Recherches sur la Végétation Marine de la Méditerranée: la Côte des Albères. *Rouen: Wolf*.
- Folke C. (2004 ). Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **35**, 557–581.

Fraschetti S., Terlizzi A., Benedetti-Cecchi L. (2005). Patterns of distribution of marine assemblages from rocky shores: evidence of relevant scales of variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **296**, 13–29.

Fraschetti S., Terlizzi A., Boero F. (2008). How many habitats are there in the sea (and where)? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **366**, 109–115.

Garrabou J., Sala E., Arcas A., Zabala M. (1998). The impact of diving on rocky subtidal communities: a case study of a bryozoan population. *Conserv. Biol.*, **12**, 302–312.

Georgiadis M., Papatheodorou G., Tzanatos E., Geraga M., Ramfos A., Koutsikopoulos C., Ferentinos G. (2008). Coralligène formations in the eastern Mediterranean Sea: Morphology, distribution, mapping and relation to fisheries in the southern Aegean Sea (Greece) based on high-resolution acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **368**, 44–58.

Got H., Laubier L. (1968). Prospection systmique au large des Albères: nature du substrat originel du coralligène. *Vie et Milieu*, **19**, 9–16.

Gray J. S. (1997). Marine biodiversity: Patterns, threats and conservation needs. *Biodivers. Conserv.*, **6**, 153–175.

Gray J. S. (2000). The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **250**, 23–49.

Gray J. S., Clarke K. R., Warwick R. M., Hobbs G. (1990). Detection of initial effects of pollution on marine bentos - an example from the Ekofisk and Eldfisk, Oilfields, North-Sea. *Marine Ecology Progress Series*, **66**, 285–299.

Gundersen L. H., Pritchard L. (2002). Resilience and the Behavior of Large-scale Systems. *Island Press*.

Hall-Spencer J. M., Rodolfo-Metalpa R., Martin S., Ransome E., Fine M. (2008). Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature*, **454**, 96–99.

Halpern B., Selkoe K., Micheli F., Kappel C. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conserv. Biol.*, **21**, 1301–1315.

Halpern B. S., McLeod K. L., Rosenberg A. A., Crowder L. B. (2008). Managing for cumulative impacts in ecosystem-based management through ocean zoning. *Ocean & Coastal Management*, **51**, 203–211.

Halpern B. S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel C. V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J. F., Casey K. S., Ebert C., Fox H. E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan H. S.,



- Madin E. M. P., Perry M. T., Selig E. R., Spalding M., Steneck R., Watson R. (2008a). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, **319**, 948–952.
- Harmelin J. G. (1993). Invitation sous l'écume. *Cahiers Parc National Port-Cros*, **10**, 1–83.
- Heck K. L. J., Crowder L. B. (1991). Habitat structure and predator-prey interactions in vegetated aquatic systems. In *Habitat Structure: the Physical Arrangement of Objects in Space*, S.S. Bell et al. *London: Chapman & Hall*, 282–299.
- Hewitt J. E., Thrush S. F., Halliday J., Duffy C. (2005). The Importance Of Small-Scale Habitat Structure For Maintaining Beta Diversity. *Ecology*, **86**, 1619–1626.
- Hoegh-Guldberg O., Mumby P. J., Hooten A. J., Steneck R. S., Greenfield P., Gomez E., Harvell C. D., Sale P. F., Edwards A. J., Caldeira K., Knowlton N., Eakin C. M., Iglesias-Prieto R., Muthiga N., Bradbury R. H., Dubi A., Hatziolos M. E. (2007). Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*, **318**, 1737–1742.
- Hong J. S. (1938). Impact of the pollution on the benthic community: environmental impact of the pollution on the benthic coralligenous community in the Gulf of Fos, northwestern Mediterranean. *Bulletin of the Korean Fisheries Society*, **16**, 273–290.
- Hughes T. P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, **265**, 1547–1551.
- Hughes T. P., Baird A. H., Bellwood D. R., Card M., Connolly S. R., Folke C., Grosberg R., Hoegh-Guldberg O., Jackson J. B. C., Kleypas J., Lough J. M., Marshall P., Nystrom M., Palumbi S. R., Pandolfi J. M., Rosen B., Roughgarden J. (2003). Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science*, **301**, 929–933.
- Hughes T. P., Bellwood D. R., Folke C., Steneck R. S., Wilson J. (2005). New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, **20**, 7.
- Jackson J. B. C., Kirby M. X., Berger W. H., Bjorndal K. A., Botsford L. W., Bourque B. J. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, **293**, 629–638.
- Jones C. G., Lawton J. H., Shachak M. (1994). Organism as ecosystem engineers. *Oikos*, **69**, 373–386.
- Kappel C. V. (2005). Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Front. Ecol. Environ.*, **3**, 275–282.
- Koleff P., Gaston K. J., Lennon J. J. (2003). Measuring beta diversity for presence-absence data. *J. Anim. Ecol.*, **72**, 367–382.

Koslow J. A., Gowlett-Holmes K., Lowry J. K., O'hara T., Poore G. C. B., Williams A. (2001). Seamount benthic macrofauna off southern Tasmania: community structure and impacts of trawling. *Mar. Ecol.*, **213**, 111–125.

Kruskal J., Wish M. (1978). Multidimensional scaling. *Sage Publications, Beverly Hills*.

Laborel J. (1961). Le concretionnement algal “coralligène” et son importance géomorphologique en Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, **23** (37), 37–60.

Laborel J. (1987). Marine biogenic constructions in the Mediterranean. *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, **13**, 97–126.

Lambshead P. J. D., Platt H. M., Shaw K. M. (1983). The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. Nat. Hist.*, **17**, 859–874.

Laubier L. (1966). Le coralligène des Albères: monographie biocénotique. *Annales de l'Institut Océanographique de Monaco*, **43**, 139–316.

Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J. P., Hector A., Hooper D. U., Huston M. A., Raffaelli D., Schmid B., Tilman D., Wardle D. A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, **294**, 804–808.

Lotze H. K., Coll M., Magera A. M., Ward-Paige C., Airoldi L. (2011). Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, **26**, 11.

MacArthur R. H. (1965). Patterns of species diversity. *Biological Reviews*, **40**, 510–533.

MacArthur R. H. (1972). *Geographical Ecology*. Harper & Row, New York.

Martin D., Britayev T. A. (1998). Symbiotic polychaetes: review of known species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, **36**, 217–340.

Mastrototaro F., Petrocelli A., Cecere F., Matarrese A. (2004). Non indigenous species settle down in the Taranto seas. *Biogeographia*, **25**, 47–53.

McArdle B. H., Anderson M. J. (2001). Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, **82**, 290–297.

Mckinney M. L., Lockwood J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.*, **14**, 450–453.

Mora C. (2008). A clear human footprint in the coral reefs of the Caribbean. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **275**, 767–773.

- Myers N., Mittermeier R. A., Mittermeier C. G., Da Fonseca G. A. B., Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–858.
- Naeem S., Thompson L. J., Lawler S. P., Lawton J. H., Woodfin R. M. (1994). Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature*, **368**, 734–737.
- Nystro'm M. (2000). Coral reef disturbance and resilience in a human-dominated environment. *Trends Ecol. Evol.*, **15**, 413–417.
- Parenzan P. (1969). Il Mar Piccolo e il Mar Grande di Taranto. *Thalassia Salentina*, **3**, 19–34.
- Parmesan C., Yohe G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, **421**, 37–42.
- Pérès J., Picard J. M. (1952). Les corniches calcaires d'origine biologique en Méditerranée Occidentale. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, **4**, 2–33.
- Pérès J., Picard J. M. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* **31**, 1–131.
- Perez T., Garrabou J., Sartoretto S., Harmelin J. G., Francour P. (2000). Mortalité massive d'invertébrés marins: un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Sciences de la Vie, Serie III*, **323**, 853–865.
- Piazzi L., Balata D., Cinelli F. (2007). Invasions of alien macroalgae in Mediterranean coralligenous assemblages. *Cryptogamie Algologie*, **28**, 289–301.
- RAC/SPA U. (2003). The coralligenous in the Mediterranean Sea.
- Relini G. (2009). Marine Bioconstructions. Nature's architectural seascapes. Italian Ministry of the Environment, Land and Sea Protection, Friuli Museum of Natural History. *Italian Habitats, Udine*, **22**, 159.
- Romano J. C., Bensoussan N., Younes W. A. N., Arlhac D. (2000). Anomalies thermiques dans les eaux du golfe de Marseille durant l'été 1999. Une explication partielle de la mortalité d'invertébrés fixés. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris, Sciences de la Vie, Serie III*, **323**, 415–427.
- Ros J., Romero J., Ballesteros E., Gili J. M. (1985). Diving in blue water: the benthos. In Western Mediterranean, R. Margalef (ed.). *Oxford: Pergamon*, 233–295.
- Rosell D., Uriz M. J., Martin D. (1999). Infestation by excavating sponges on the oyster (*Ostrea edulis*) populations of the Blanes littoral zone (northwestern Mediterranean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **79**, 409–413.

Sala O. E., Chapin F. S., Armesto J. J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R. (2000 ). Biodiversity – global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**, 1770–1774.

Sale P. F. (2008). Management of coral reefs: where we have gone wrong and what we can do about it. *Mar Poll Bull*, **56**, 805–809.

Salomidi M., Katsanevakis S., Borja A., Braeckman U., Damalas D., Galparsoro I., Mifsud R., Mirto S., Pascual M., Pipitone C., Rabaut M., Todorova V., Vassilopoulou V., Fernandez T. V. (2011). Assessment of goods and services, vulnerability, and conservation status of European seabed biotopes: a stepping stone towards ecosystem-based marine spatial management. *Mediterranean Marine Science*, **13**, 49–88.

Sanderson E. W., Jaiteh M., Levy M. A., Redford K. H., Wannebo A. V., Woolmer G. (2002). The human footprint and the last of the wild. *Bioscience*, **52**, 891–904.

Sara' M. (1966). Un coralligeno di piattaforma (coralligene de plateau) lungo il litorale pugliese. *Archivi di Oceanografie and Limnologie*, **15 (Suppl.)**, 139–150.

Sara` M. (1969). Il coralligeno pugliese e i suoi rapporti con l'ittiofauna. *Bollettino Musei Degli Istituti Biologici dell'Universita di Genova*, **37 (250)**, 27–33.

Sara` M. (1971a). Un biotopo da proteggere: il coralligeno pugliese. *Atti I\_ Simp. Naz. Conserv. Nat.*, **1-25**, 145–151.

Sara` M. (1971b). Le peuplement du coralligene des Pouilles. *Rapport et Proce's Verbaux des Reunion Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Me'diterrane'e*, **20 (3)**, 235–237.

Sartoretto S. (1996) Vitesse de croissance et bioérosion des concrétionnements “coralligènes” de Méditerranée nord-occidentale. Rapport avec les variations Holocènes du niveau marin.

Selkoe K. A., Halpern B. J., Toonen R. J. (2008). Evaluating anthropogenic threats to the Northwestern Hawaiian Islands. *Aquat. Conserv.*, **18**, 1149–1165.

Selkoe K. A., Halpern B. S., Ebert C. M., Franklin E. C., Selig E. R., Casey K. S., Bruno J., Toonen R. J. (2009). A map of human impacts to a “pristine” coral reef ecosystem, the Papaha`naumoku`kea Marine National Monument. *Coral Reefs* **28**, 635–650.

SIBM (2009). Priority habitats according to the SPA/BIO protocol (Barcelona Convention) present in Italy. Identification sheets. *Biologia Marina Mediterranea*, **16 (Suppl. 1)**, 367.

Sih A., Jonsson B. G., Luikart G. (2000). Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. *Trends in Ecology and Evolution*, **15**, 132–134.

- Spalding M., Fox H., Allen G., Davidson N., Ferdaña Z., Finlayson M., Halpern B., Jorge M., Lombana A., Lourie S., Martin K., McManus E., Molnar J., Recchia C., Roberston J. (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, **57**, 573–583.
- Spaling H., Smit B. (1993). Cumulative environmental change e conceptual frameworks, evaluation approaches, and institutional perspectives. *Environmental Management*, **17**(5), 587–600.
- Steneck R. S., Dethier M. N. (1994). A functional-group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, **69**, 476–498.
- Strain E. M. A., Craig R. J. (2011). Intensive fishing of marine consumers causes a dramatic shift in the benthic habitat on temperate rocky reefs. *Mar. Biol.*
- Terlizzi A., Anderson M. J., Fraschetti S., Benedetti-Cecchi L. (2007). Scales of spatial variation in Mediterranean subtidal sessile assemblages at different depths. *Marine Ecology Progress Series*, **332**, 25–39.
- Thrush S. F., Gray J. S., Hewitt J. E., Ugland K. I. (2006). Predicting the effects of habitat homogenization on marine biodiversity. *Ecol. Appl.*, **16**, 1636–1642.
- Thrush S. F., Hewitt J. E., Cummings V. J., Dayton P. K., Cryer M., Turner S. J., Funnell G. A., Bud R. G., Milburn C. J., Wilkinson M. R. (1998). Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecological Applications*, **8**, 866–879.
- Tursi A., Piscitelli G., Gherardi M., Matarrese A. (1978). Aspetti ecologici del porto di Taranto (Mar Grande). *Oebalia*, **4**, 41–78.
- UNEP (2007). United Nations Environment Programme, Draft decision on the " Action plan for the protection of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the mediterranean"
- UNEP (2009). United Nations Environment Programme, State of knowledge of the geographical distribution of the coralligenous and other calcareous bio-concretions in the Mediterranean.
- UNEP (2009a). United Nations Action Plan, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, Proceedings of the first mediterranean symposium on the conservation of the coralligenous and other calcareous bio-concretions.
- Uriz M. J., Rosell D., Martin D. (1992a). The sponge population of the Cabrera Archipelago (Balearic islands): characteristics, distribution, and abundance of the most representative species. *Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli I: Marine Ecology*, **13**, 101–117.

Venter O., Brodeur N. N., Nemiroff L., Belland B., Dolinsek I. J., Grant J. W. A. (2006). Threats to endangered species in Canada. *Bioscience*, **56**, 903–910.

Whittaker R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California *Ecological Monographs*, **30**, 279–338.

Whittaker R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, **21**, 213–251.

Whittaker R. H. (1977). Evolution of species diversity in land communities. *Evolutionary Biology*, **10**, 1–67.

Wilcove D. S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A., Losos E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience*, **48**, 607–615.

Wilson M. V., Shmida A. (1984). Measuring Beta Diversity with Presence-Absence Data. *Journal of Ecology*, **72**, 1055–1064.

Worm B., Barbier E. B., Beaumont N., Duffy J. E., Folke C., Halpern B. S., Jackson J. B. C., Lotze H. K., Micheli F., Palumbi S. R., Sala E., Selkoe K. A., Stachowicz J. J., Watson R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, **314**.

## **6.1 RIFERIMENTI PER LE IMMAGINI DELL' ATLANTE DEI TAXA CAMPIONATI (APPENDICE 3)**

Bussotti S., Frascchetti S., Terlizzi A., Pagliara R., Matinato L., Pierri C., Boero F. 'Il Benthos Dei Mari Italiani, schede descrittive.' Laboratorio di Zoologia e Biologia Marina, Stazione di Biologia Marina di Porto Cesareo, Museo dell'Ambiente Università di Lecce CoNISMa.

Rif. 1\_ <http://www.natuurlijkmooi.net>

Rif. 2\_ <http://www.alessandrofallen.com>

Rif. 3\_

<http://www.webalice.it/colapisci/scaletta/alga/palloncino/colpomeniasinuosa.htm>

Rif. 4\_ <http://lafaccianascostadelmare.blogspot.it/2010/03/caulerpa-racemosa.html>

Rif. 5\_ [http://www.aiam.info/05/articoli\\_sr\\_rocce.htm](http://www.aiam.info/05/articoli_sr_rocce.htm)

Rif. 6\_ <http://www.arkive.org>

Rif. 7\_ [www.flickr.com](http://www.flickr.com)

Rif. 8\_ [www.oceana.org](http://www.oceana.org)

Rif. 9\_ Le immagini derivano da fotografie del campionamento

Rif. 10\_ <http://www.ponzaracconta.it>

Rif. 11\_ <http://www.wikideep.it>

Rif. 12\_ [http://it.wikipedia.org/wiki/Leptopsammia\\_pruvoti](http://it.wikipedia.org/wiki/Leptopsammia_pruvoti)

Rif. 13\_ <http://www.subacqueo.it>

Rif. 14\_ <http://murieta70.blogspot.it>

Rif. 15\_ <http://www.leganavalesulcis.it>

Rif. 16\_ <http://www.portofinoamp.it>

Rif. 17\_ <http://www.ub.edu>

Rif. 18\_ <http://www.mer-littoral.org>

Rif. 19\_ <http://www.mondomarino.net>

Rif. 20\_ <http://www.zeroemission.tv>

Rif. 21\_ <http://mediateca.educa.madrid.org>

# APPENDICE 1: LISTA TAXA CAMPIONATI

---

## **Algae Rhodophyceae**

Dumontiaceae

*Laurencia* spp.

*Peyssonelia* spp.

*Wrangelia* spp.

*Chrysymenia ventricosa*

*Sphaerococcus coronopifolius*

*Tricleocarpa fragilis*

## **Algae Phaeophyceae**

Cutleriales

Dictyotales

*Colpomenia sinuosa*

*Dictyopteris polypoides*

*Padina pavonica*

## **Algae Chlorophyceae**

*Acetabularia acetabulum*

*Caulerpa racemosa*

*Codium bursa*

*Flabellia petiolata*

*Halimeda tuna*

*Pseudochlorodesmis furcellata*

*Valonia macrophyssa*

## **Algae Gruppi morfo-funzionali**

Corallinaceae Incrostanti (CC)

Coralline articolate

Algae filamentose verdi (GFA)

Turf

## **Porifera**

*Axinella* spp.

*Cliona* spp.

*Phorbas* spp.

*Acanthella acuta*

*Agelas oroides*

*Clathrina clathrus*

*Crambe crambe*

*Petrosia ficiiformis*

Spugne Incrostanti (SI)

Spugne Rosse Incrostanti (SRI)

Spugne Massive (SM)

Spugne Massive Arancio (SMA)

Spugne Massive Nere (SMN)

## **Cnidaria**

*Aglaophenia* spp.

*Caryophyllia* spp.

*Aiptasia mutabilis*

*Balanophyllia europaea*

*Cerianthus membranaceus*

*Cladocora caespitosa*

*Leptopsammia pruvoti*

*Parazoanthus axinellae*

Idrozoa

## **Mollusca**

Vermetidi

*Gastrochaena dubia*

## **Anellida**

Terebellidi

Serpulidi

*Filograna* spp.

*Sabella spallanzanii*

## **Bryozoa**

*Sertella* spp.

*Adeonella calveti*

*Myriapora truncata*

*Pentapora fascialis*

Briozoi Eretti (BE)

Briozoi Incrostanti (BI)

Briozoi Sottili Ramificati

## **Tunicata**

*Aplydium* spp.

*Halocynthia papillosa*



## APPENDICE 2: LISTA TASSONOMICA

SPECIE	FAMIGLIA	ORDINE	CLASSE	PHYLUM
Dumontiaceae	Dumontiaceae	Gigartinales	Rhodophyceae	Rhodophyta
<i>Laurencia</i> spp. (Lamouroux, 1813)	Rhodomelaceae	Ceramiales	Rhodophyceae	Rhodophyta
<i>Peyssonelia</i> spp. (Decaisne, 1841)	Peyssonneliaceae	Gigartinales	Rhodophyceae	Rhodophyta
<i>Wrangelia</i> spp.	Wrangeliaceae	Ceramiales	Rhodophyceae	Rhodophyta
<i>Chrysomenia ventricosa</i> (Lamouroux, 1842)	Rhodymeniaceae	Rhodymeniales	Florideophyceae	Rhodophyta
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i> (Stackhouse, 1797)	Sphaerococcaceae	Gigartinales	Florideophyceae	Rhodophyta
<i>Tricleocarpa fragilis</i> (Linnaeus)	Galaxauraceae	Nemaliales	Florideophyceae	Rhodophyta
Cutleriales (Griffith & Henfrey)		Cutleriales	Phaeophyceae	Heterokontophyta
Dictyotales (Bory de Saint-Vincent, 1854)		Dictyotales	Phaeophyceae	Heterokontophyta
<i>Colpomenia sinuosa</i> (Derbès & Solier, 1851)	Scytosiphonaceae	Ectocarpales	Phaeophyceae	Ochrophyta
<i>Dictyopteris polypoides</i> (Lamouroux, 1809)	Dictyotaceae	Dictyotales	Phaeophyceae	Ochrophyta
<i>Padina pavonica</i> ((Linnaeus) Lamouroux)	Dictyotaceae	Dictyotales	Phaeophyceae	Heterokontophyta
<i>Acetabularia acetabulum</i> ((Linneo) Silva)	Polyphysaceae	Dasycladales	Ulvophyceae	Chlorophyta
<i>Caulerpa racemosa</i> (Agardh, 1873)	Caulerpaceae	Bryopsidales	Bryopsidophyceae	Chlorophyta
<i>Codium bursa</i> ((Linnaeus) Agardh, 1817)	Codiaceae	Codiales	Ulvophyceae	Chlorophyta
<i>Flabellia petiolata</i> ((Turra) Nizamuddin, 1987)	Udoteaceae	Bryopsidales	Bryopsidophyceae	Chlorophyta
<i>Halimeda tuna</i> ((Ellis & Solander) Lamouroux, 1816)	Halimedaceae	Bryopsidales	Bryopsidophyceae	Chlorophyta
<i>Pseudochlorodesmis furcellata</i> ((Zanardini) Børgesen)	Udoteaceae	Bryopsidales	Bryopsidophyceae	Chlorophyta
<i>Valonia macrophysa</i> (Kützinger, 1843)	Valoniaceae	Siphonocladales	Siphonocladophyceae	Chlorophyta
<i>Axinella</i> spp.	Axinellidae	Halichondridales	Demospongiae	Porifera
<i>Cliona</i> spp. (Grant, 1826)	Clionaidae	Hadromerida	Demospongiae	Porifera
<i>Phorbas</i> spp. (Duchassaing & Michelotti, 1864)	Hymedesmiidae	Poecilosclerida	Demospongiae	Porifera

SPECIE	FAMIGLIA	ORDINE	CLASSE	PHYLUM
<i>Acanthella acuta</i> (Schmidt)	Axinellidae		Demospongiae	Porifera
<i>Agelas oroides</i> (Schmidt, 1864)	Agelasidae	Agelasida	Demospongiae	Porifera
<i>Clathrina clathrus</i> (Schmidt, 1864)	Clathrinidae	Clathrinida	Calcarea	Porifera
<i>Crambe crambe</i> (Schmidt, 1862)	Esperiopsidae	Poecilosclerida	Demospongiae	Porifera
<i>Petrosia ficiformis</i> (Poiret, 1789)	Petrosiidae	Petrosiida	Demospongiae	Porifera
<i>Aglaophenia</i> spp. (Lamouroux, 1812)	Aglaopheniidae	Leptomedusae	Hydrozoa	Cnidaria
<i>Caryophyllia</i> spp. (Lamarck, 1801)	Caryophylliidae	Scleractinia	Anthozoa	Cnidaria
<i>Aiptasia mutabilis</i> (Gravenhorst, 1831)	Aiptasiidae	Actiniaria	Anthozoa	Cnidaria
<i>Balanophyllia europaea</i> (Risso, 1826)	Dendrophylliidae	Scleractinia	Anthozoa	Cnidaria
<i>Cerianthus membranaceus</i> (Spallanzani, 1784)	Cerianthidae	Ceriantharia	Anthozoa	Cnidaria
<i>Cladocora caespitosa</i> (Linnaeus, 1758)	Faviidae	Scleractinia	Anthozoa	Cnidaria
<i>Leptopsammia pruvoti</i> (Lacaze-Duthiers, 1897)	Dendrophylliidae	Scleractinia	Anthozoa	Cnidaria
<i>Parazoanthus axinellae</i> (Schmidt, 1862)	Parazoanthidae	Zoanthidea	Anthozoa	Cnidaria
Vermetidi (Rafinesque, 1815)	Vermetidae	Sorbeoconcha	Gastropoda	Mollusca
<i>Gastrochaena dubia</i> (Pennant, 1777)	Gastrochaenidae	Myoida	Bivalvia	Mollusca
Terebellidi	Terebellida(Sottordine)	Canalipalpata	Polychaeta	Annelida
Serpulidi (Johnston, 1865)	Serpulidae	Canalipalpata	Polychaeta	Annelida
<i>Filograna</i> spp.	<i>Serpulidae</i>	Canalipalpata	Polychaeta	Annelida
<i>Sabella spallanzanii</i> (Viviani, 1805)	Sabellidae	Canalipalpata	Polychaeta	Annelida
<i>Sertella</i> spp. (King)	Sertellidae	Cheilostomata	Gymnolaemata	Bryozoa
<i>Adeonella calveti</i> (Canu & Bassler, 1930)	Adeonellidae	Cheilostomata	Gymnolaemata	Bryozoa
<i>Myriapora truncata</i> (Pallas, 1766)	Myriozoidae	Cheilostomata	Gymnolaemata	Bryozoa
<i>Pentapora fascialis</i> (Pallas)	Hippoporinidae	Cheilostomata	Gymnolaemata	Bryozoa
<i>Aplydium</i> spp. (Savigny, 1816)	Polyclinidae	Enterogona	Ascidacea	Chordata
<i>Halocynthia papillosa</i> (Linnaeus, 1767)	Pyuridae	Pleurogona	Ascidacea	Chordata

## APPENDICE 3: IMMAGINI DEI TAXA CAMPIONATI

---

### Alge Rhodophyceae



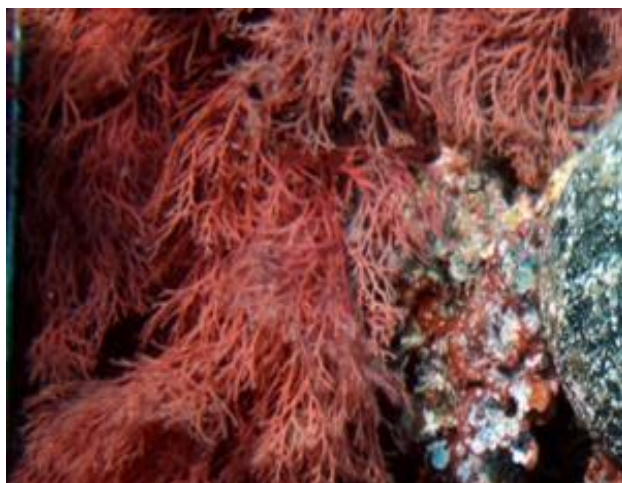
Dumontiaceae (*Dudresnaya verticillata*) Foto 1 (Rif. 2); Foto 2 (Bussotti *et al.*)



*Laurencia* spp. (Rif. 1)



*Peyssonelia* spp. (Rif. 1)



*Sphaerococcus coronopifolius* (Rif. 9)



*Chrisimenia ventricosa* (Rif. 9)





*Tricleocarpa fragilis* (Bussotti *et al.*)



*Wrangelia* spp. (*Wrangelia penicillata*) (Rif. 1)

## Alge Phaeophyceae



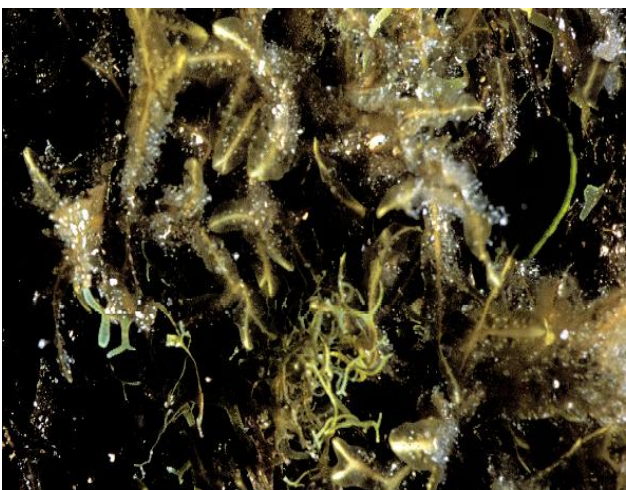
Cutleriales (*Cutleria aspersa*) (Rif. 2)



Dictyotales (*Dictyota dichotoma*) (Bussotti *et al.*)



*Colpomenia sinuosa* (Rif. 3)



*Dictyopteris polypoides* (Bussotti *et al.*)





*Padina pavonica* (Rif. 1)

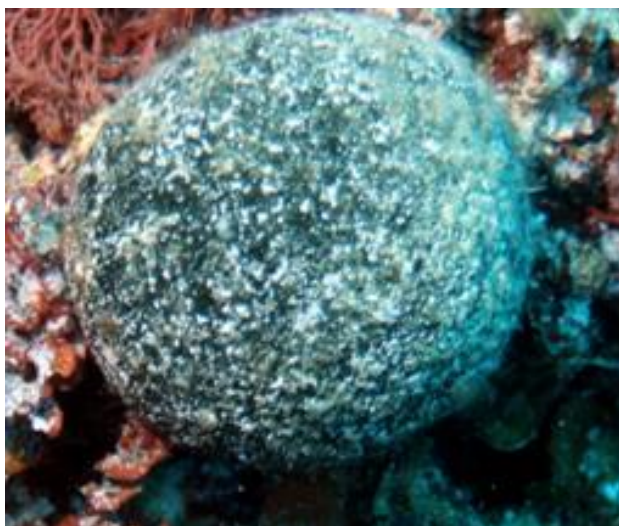
## Alghe Chlorophyceae



*Acetabularia acetabulum* (Rif. 1)



*Caulerpa racemosa* (Rif. 4)



*Codium bursa* (Rif. 9)

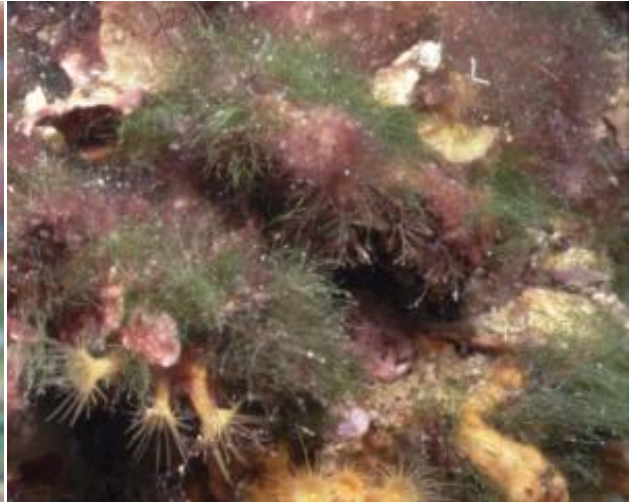


*Flabellia petiolata* (Rif. 1)





*Halimeda tuna* (Bussotti et al.)

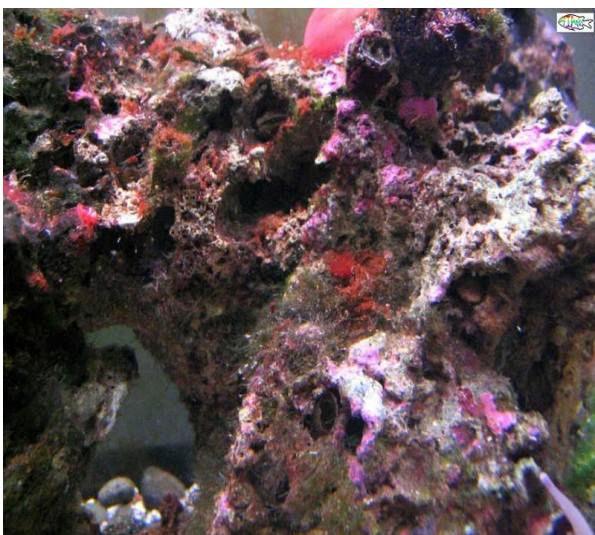


*Pseudochlorodesmis furcellata* (Bussotti et al.)

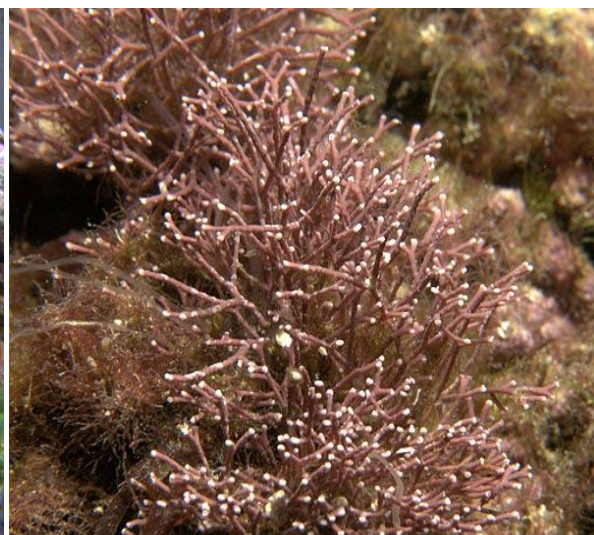


*Valonia macrophysa* (Rif. 1)

## Alge Gruppi morfo-funzionali



Corallinaceae Incrostanti (Rif. 5)

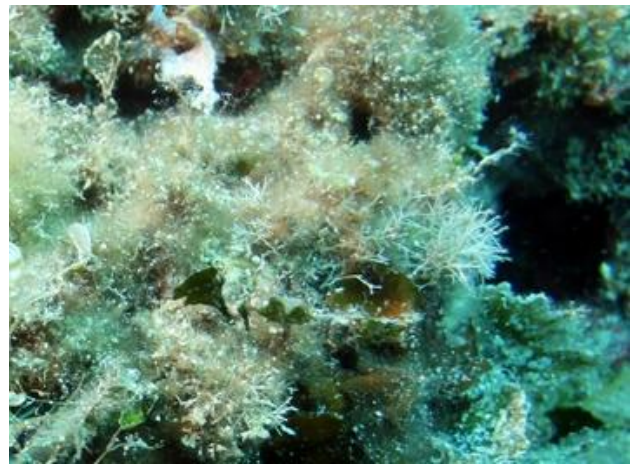


Coralline articolate (*Jania rubens*) (Rif. 1)





Alghe filamentose verdi (GFA) (Rif. 9)



Turf (Rif. 9)

## Porifera



*Axinella* spp. (Bussotti *et al.*)



*Cliona* spp. (Bussotti *et al.*)



*Phorbas* spp. (Rif. 2)



*Acanthella acuta* (Bussotti *et al.*)





*Agelas oroides* (Rif. 1)



*Clathrina clathrus* (Rif. 1)



*Crambe crambe* (Rif. 1)



*Petrosia ficiformis* (Rif. 1)



Spugne Incrostanti, Spugne Rosse Incrostanti  
(Rif. 10)



Spugne Massive, Spugne Massive Arancio,  
Spugne Massive Nere (Rif. 11)



## Cnidaria



*Aglaophenia* spp. (Bussotti *et al.*)



*Caryophyllia* spp. (Rif. 6)



*Aiptasia mutabilis* (Bussotti *et al.*)



*Balanophyllia europaea* (Rif. 7)



*Cerianthus membranaceus* (Rif. 1)

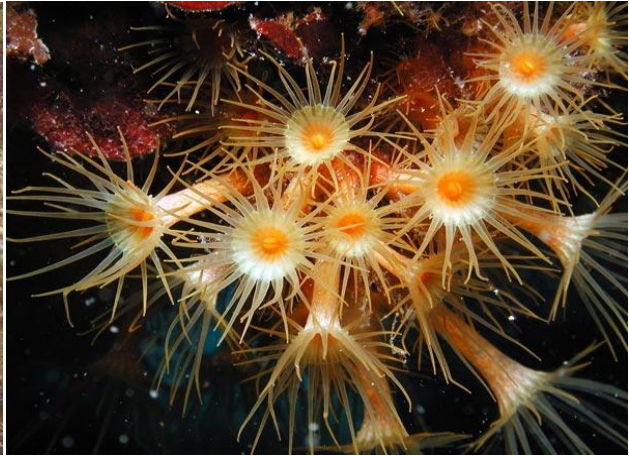


*Cladocora caespitosa* (Rif. 8)

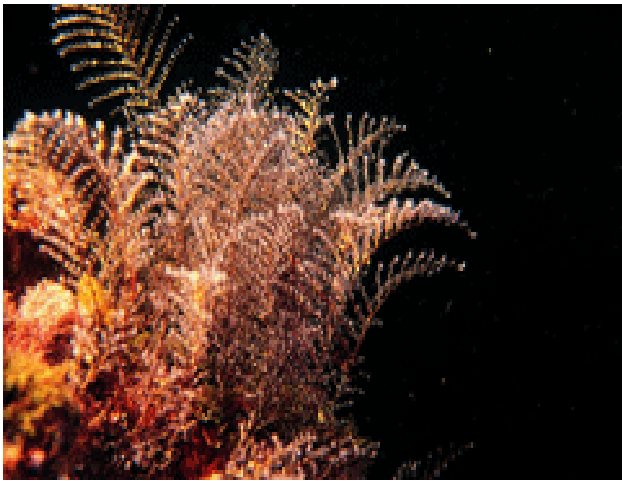




*Leptopsammia pruvoti* (Rif. 12)



*Parazoanthus axinellae* (Rif. 1)

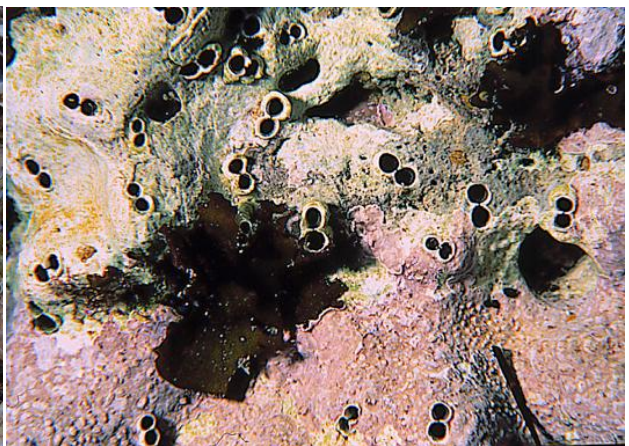


Idrozoa (Rif. 13)

## Mollusca



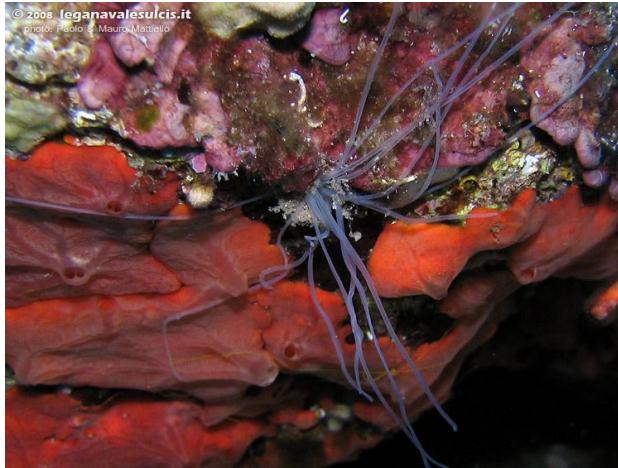
Vermetidi (Rif. 14)



*Gastrochaena dubia* (Bussotti *et al.*)



## Anellida



Terebellidi (Rif. 15)



Serpulidi (Rif. 16)



*Filigrana* spp. (*Filigrana implexa*) (Rif. 1)



*Sabella spallanzanii* (Rif. 1)



*Sertella* spp. (Rif. 17)



*Adeonella calveti* (Rif. 7)





*Myriapora truncata* (Rif. 5)



*Pentapora fascialis* (Rif. 18)



Briozoi Eretti e Briozoi Sottili Ramificati  
(Rif. 19 e 20)



Briozoi Incrostanti (*Calpensia nobilis*) (Rif. 1)



*Aplydium* spp. (Rif. 21)



*Halocynthia papillosa* (Rif. 1)

## RINGRAZIAMENTI

Sebbene il capitolo dei ringraziamenti sia solo la parte conclusiva di un elaborato molto più grande non per questo risulta di più facile stesura. Le persone da menzionare e che quindi hanno aiutato o partecipato, anche solo marginalmente, alla realizzazione di un lavoro di tesi sono tantissime. A queste si devono aggiungere tutti quelli che hanno contribuito con un sostegno morale allo scrittore, senza i quali, sicuramente, non sarebbe stato possibile arrivare a questo punto.

Senza voler esagerare e produrre un elenco infinito di nomi mi limiterò a citare coloro che in qualche modo sono coinvolti in maniera considerevole in questo progetto. Per coloro che non verranno menzionati mi riserverò di ringraziarli di persona.

Per primo un doveroso ringraziamento va alla Professoressa Simonetta Frascetti e ai suoi collaboratori, Giulio Farella e Giuseppe Guarnieri, per avermi dato l'opportunità di imparare dal loro operato e per la grande pazienza dimostrata nel seguirmi nelle varie fasi di stesura della tesi.

In aggiunta un ringraziamento speciale va al Professor Marco Abbiati per il compito svolto di correzione e verifica finale di questo elaborato.

Un caloroso abbraccio e un ringraziamento personale va ai ragazzi e alle ragazze del GENMAP; Ale, Giulia, Denise e l'altro Ale (tutti dottori ma non ci formalizziamo). In primo luogo per l'ospitalità che gentilmente mi fornivano ogni volta che mi presentavo ai laboratori a Ravenna ed, inoltre, per i bei momenti passati insieme che hanno reso il lavoro di stesura più allegro e stimolante!

Grazie anche a Lucia, Monica e Paola per il sostegno morale nei momenti più difficili, per i consigli e in qualche occasione per aver sopportato un paio di sfuriate!

Speciale ringraziamento alla dottoressa Rossella Perlini! Ros mi hai letteralmente salvato con i tuoi consigli, con la pazienza e la gentilezza dimostrata nel sopportarmi tutte le volte che venivo a chiederti un parere; grazie veramente!

Infine vorrei ringraziare tutta la mia famiglia, in particolare i miei genitori, che mi hanno permesso di arrivare fin qui, sostenendomi in una scelta che, non era scontato, avrebbero capito e appoggiato.

